Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna

Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt
Institut für Siedlungswasserbau, Industriewasserwirtschaft und Gewässerschutz

Trinkwasseraufbereitung zur Entfernung von Ammonium-Verfahrensvarianten und Pilotierung

Masterarbeit
zur Erlangung des akademischen Grades
Diplomingenieur

eingereicht von:
PACHINGER RALPH

Betreuer: PD DI Dr. Reinhard Perfler
Mitbetreuer: DI Ernest Mayr

Matrikelnummer: 0640664 September 2013

Vorwort

Die vorliegende Masterarbeit wurde am Institut für Siedlungswasserbau, Industriewasserwirtschaft und Gewässerschutz an der Universität für Bodenkultur in Wien unter der Leitung von Priv. – Doz. Dipl. – Ing. Dr. nat. techn. Reinhard Perfler und Dipl. – Ing. Ernest Mayr verfasst. An dieser Stelle möchte ich beiden Personen meinen besonderen Dank für die entgegengebrachten Hilfestellungen und die mir gegenüber aufgewendete Zeit aussprechen. Darüber hinaus bedanke ich mich bei den Mitarbeitern des Fachbereichs Reinwasser, den Verantwortlichen des SIG – Technikums und den Mitarbeitern des Labors für die Unterstützung und Zurverfügungstellung der notwendigen Arbeitsbehelfe im Rahmen der vorliegenden Masterarbeit.

Des Weiteren möchte ich mich bei Herrn Rainer Hörandner (Firma Ludwig Wassertechnik) und Herrn Johann Perndorfer (AL Gemeinde Wendling) für die freundliche Zusammenarbeit und Unterstützung im Zuge der Pilotierung in der Gemeinde Wendling bedanken.

Der größte Dank gilt meinen Eltern und meiner Schwester, die mir während der gesamten Studienzeit mit finanzieller und mentaler Unterstützung zur Seite gestanden sind und mir jederzeit einen entsprechenden Rückhalt und Ausgleich vom Studienalltag ermöglichten. Ohne diese Stützen wäre meine Ausbildung nicht möglich gewesen. Insbesondere möchte ich mich bei meiner Freundin bedanken, die mich geduldig und verständnisvoll in dieser Zeit unterstützt und immer wieder ermutigt hat.

Inhaltsverzeichnis

Vorwort ___ *II*

Inhaltsverzeichnis ___ *III*

Abbildungsverzeichnis ___ *VI*

Tabellenverzeichnis ___ *VII*

Kurzfassung ___ *VIII*

Abstract ___ *VIII*

1. Einleitung ___ *1*

2. Zielsetzung und Aufgabenstellung ___ *2*

3. Wissenschaftliche Grundlagen ___ *3*

3.1 Ammonium ___ 3
3.1.1 Allgemeines ___ 3
3.1.1.1 Ursachen ammoniumbelasteter Böden und Gewässer ___ 3
3.1.2 Stickstoffkreislauf – Eintrag und Austrag von Ammonium im Ökosystem ___ 5
3.1.2.1 Stickstoff – Fixierung ___ 7
3.1.2.2 Stickstoffmineralisierung ___ 8
3.1.2.2.1 Aerobe Mineralisierung ___ 8
3.1.2.2.2 Anaerobe Mineralisierung ___ 8
3.1.2.2.3 Assimilatorische Nitratreduktion ___ 9
3.1.2.3 Aerobe Oxidation von Ammonium – Nitrifikation ___ 10
3.1.2.3.1 Nitritation ___ 11
3.1.2.3.2 Nitratation ___ 12
3.1.2.3.3 Stöchiometrische Bilanz und Prozesskinetik der Nitrifikation ___ 13
3.1.2.3.4 Abiotische und biotische Einflussfaktoren ___ 15
3.1.2.4 Denitrifikation ___ 19
3.1.2.4.1 Reduktion von Nitrat zu Nitrit ___ 19
3.1.2.4.2 Reduktion von Nitrit zu molekularem Stickstoff ___ 19
3.1.2.5 Wesentliche Stickstoffverbindungen neben Ammonium in der Wasseraufbereitung ___ 20
3.1.2.5.1 Ammoniak ___ 20
3.1.2.5.2 Nitrit ___ 21
3.1.2.5.3 Nitrat ___ 21
3.1.3 Physiologische Wirkung ___ 22
3.1.4 Lösungsansätze ___ 22
3.1.4.1 Nitrifikation ___ 22
3.1.4.2 Filtration über Zeolith – Ionenaustausch ___ 23
3.1.4.2.1 Das Zeolithmineral ___ 23
3.1.4.2.2 Der Einsatz von Zeolith zur Entfernung von Ammonium ___ 24

3.2 Organisch gebundener Gesamtkohlenstoff ___ 25
3.2.1 Gesamter (TOC) und gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) nach HAMMES et al. (2011) ___ 25
3.2.2 Assimilierbarer organischer Kohlenstoff (HAMMES et al., 2011) ___ 26
3.2.3 Biologisch abbaubarer gelöster Kohlenstoff (HAMMES et al., 2011) ___ 26
3.2.4 Lösungsansätze ___ 26

3.3 Mikrobiologische Stabilität ___ 27
3.3.1 Analyse – Methoden ___ 28
3.3.1.1 Bestimmung von heterotrophen Keimzahlen nach Lautenschlager et al. (2013) ___ 28
3.3.1.2 Bestimmung des Gesamtgehalts an Zellen ___ 28
3.3.1.3 Adenosintriphosphat ___ 29
3.3.2 Lösungsansätze ___ 29
3.3.2.1 Behandlung mit Chlordioxid (DVGW W 224) ___ 29
3.3.2.1.1 Eigenschaften und Verlauf der Desinfektion ___ 30
3.3.2.1.2 Handhabung der Chemikalie ___ 30

3.3.2.2 UV – Bestrahlung (ÖNORM M 5873 – 1; DVGW W 294 – 1) 31

4. Fallstudie Wasseraufbereitung Wendling 34

4.1 Gemeinde Wendling 34
4.1.1 Hydrogeologische Situation 34
4.1.2 Problematik der Trinkwasserbeschaffenheit 35
4.1.3 Charakteristik der Trinkwasserversorgungsanlage 35

4.2 Begleitende Untersuchung im Labormaßstab 37
4.2.1 Filtermedien 37
4.2.2 Versuchsdurchführung 38
4.2.3 Probenahme und Analysemethoden 39

4.3 Pilotanlage 40
4.3.1 Anlagenkonfiguration 40
4.3.1.1 Ausführung und Platzierung des Kleincontainer 41
4.3.1.1.1 Containerelektrik 42
4.3.2 Rohwasserzufuhr und Betriebsgrundsätze 43
4.3.2.1 Rohwasserzuleitung (Abbildung 29) 43
4.3.2.1.1 Rohwasserpumpe 43
4.3.2.2 Wasserableitung 44
4.3.3 Biologische Nitrifikation 45
4.3.3.1 Sauerstoffanreicherung 45
4.3.3.1.1 Erforderlicher Lufteintrag 46
4.3.3.2 Nitrifikationsfilter 47
4.3.3.2.1 Steuerungsventil Nitrifikationsfilter 47
4.3.3.3 Schnellfilter 48
4.3.3.3.1 Steuerungsventil Schnellfilter 49
4.3.3.4 System für die Rückspülung des Schnellfilters und Nitrifikationsfilters 49
4.3.3.4.1 Seitenkanalverdichter 50
4.3.3.4.2 Rückspülpumpe 50
4.3.4 Filtration über Zeolith 51
4.3.4.1 Zeolithmaterial 51
4.3.4.2 Zeolithfilter 51
4.3.4.2.1 Steuerungsventil Zeolithfilter 52
4.3.4.2.2 System für die Spülung und Regeneration des Filtermediums 52
4.3.5 Desinfektion 53
4.3.5.1 Chlordioxidverfahren 53
4.3.5.1.1 Herstellung von Chlordioxid 54
4.3.5.1.2 Chlordioxid – Dosierung 55
4.3.5.1.3 Reaktionsbehälter 55
4.3.5.2 UV- Desinfektionsanlage 56
4.3.5.2.1 Bestrahlungskammer (AQUAFIDES, 2012) 56
4.3.5.2.2 Schaltschrank (AQUAFIDES, 2012) 57
4.3.6 Anlagenschema 58
4.3.7 Anlagensteuerung 60
4.3.7.1 LabVIEW 60
4.3.8 Anlagenüberwachung 62
4.3.8.1 Betriebsparameter 62
4.3.8.1.1 Zeitkontinuierliche Druckmessung 63
4.3.8.1.2 Digitale Erfassung des Wasservolumenstroms 64
4.3.8.2 Kontinuierliche Qualitätsüberwachung – s::can Messung 64
4.3.8.2.1 Messsonden: Spectro::lyser; Ammo::lyser; Condu::lyser; Oxy::lyser 65
4.3.8.2.2 Bediensoftware – ana::lyte 66
4.3.8.2.3 Bediengerät – con::stat 66

5. Interpretation und Diskussion der Ergebnisse 67

5.1 Begleitende Untersuchung im Labormaßstab 67
5.1.1 Einfahrphase des Filterbetriebs 67
5.1.1.1 Verlauf der Ammoniumstickstoffkonzentration 67
5.1.1.2 Verlauf der Nitrit – und Nitratstickstoffkonzentrationen 68
5.1.2 Ermittlung von Ammoniumumsatzraten bei erhöhten Filtergeschwindigkeiten 69

5.1.3 Schlussfolgerung 70
5.2 Pilotanlage 71
5.2.1 Kontinuierliche Überwachung der Betriebsparameter 71
5.2.2 Kontinuierliche Qualitätsüberwachung des Pilotbetriebes 73
5.2.2.1 Aufzeichnungen des automatisierten Sonden – Betriebs (s::can) 73
5.2.2.2 Laboranalysen 76
5.2.3 Schlussfolgerungen des bisherigen Pilotbetriebes 78
6. Zusammenfassung und Ausblick 79
7. Glossar und Abkürzungsverzeichnis 82
8. Literaturverzeichnis 83
9. Formelverzeichnis 86
10. Anhang 87
10.1 Anhang 1 87
10.2 Anhang 2 91
11. Lebenslauf 97
12. Eidesstattliche Erklärung 99

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Stickstoffkreislauf 6
Abbildung 2: möglicher Aufbau einer Nitrifikationsanlage zur Entfernung von Ammonium 23
Abbildung 3: Klinoptilolith 23
Abbildung 4: Absorptionskurve der Nukleinsäure und Verlauf der Inaktivierung von Escherichia Coli 31
Abbildung 5: Gemeinde Wendling 34
Abbildung 6: schematische Darstellung der WV Wendling 35
Abbildung 7: Versuchsanlage mit Prinzipskizze 37
Abbildung 8: Hacketten Füllkörper 38
Abbildung 9: Filtermedien – 1: Aktivkohle; 2: Quarzsand; 3: Kunststofffüllkörper 38
Abbildung 10: Einwiegen der Chemikalie 39
Abbildung 11: Biofilm im Ablauf des Quarzsandfilters 39
Abbildung 12: Probenahme und photometrische Auswertung 40
Abbildung 13: Grobschema der Pilotanlage 40
Abbildung 14: Lageplan Container 41
Abbildung 15: Anschlussführung der Containerelektrik 42
Abbildung 16: Rohwasserzuleitung 43
Abbildung 17: Wasserableitungsführung 44
Abbildung 18: Betriebskomponenten der Sauerstoffanreicherung 45
Abbildung 19: Nitrifikationsfilter mit Steuerventil 47
Abbildung 20: Steuerventil des Nitrifikationsfilters mit Anschlussstellen für Regenerat, Ableitung Spülwasser, Ableitung aufbereitetes Wasser 48
Abbildung 21: Schnellfilter mit Steuerungsventil 49
Abbildung 22: Anlagenbestandteile der Rückspülung 50
Abbildung 23: Komponenten der Rückspülung 51
Abbildung 24: Zeolithfilter – System mit Solebehälter, Zeolithfilter und Steuerungsventil 53
Abbildung 25: schematische Darstellung der Chlordioxidanlage 53
Abbildung 26: Chlordioxidanlage mit Chemikalienbehälter und Auffangwanne, Dosierpumpe, Wasserzähler, Impfstelle und Reaktionsbehälter 54
Abbildung 27: schematische Darstellung der UV – Desinfektionsanlage 56
Abbildung 28: UV – Desinfektionsanlage mit Schaltschrank und Bestrahlungskammer 57
Abbildung 29: Anlagenschema der Pilotanlage (Microsoft Visio) 59
Abbildung 30: Durchfluss und Druckregler im Verteilsystem 60
Abbildung 31: Registerkarte – Schaltzeiten (Steuerung – Messbetrieb) 61
Abbildung 32: zeitbezogene Darstellung der angesteuerten Magnetventile 62
Abbildung 33: Registerkarte – Schaltzeiten (Überwachung – Durchfluss/Betriebsdruck) 62
Abbildung 34: zeitbezogene Darstellung der Betriebsparameter 63
Abbildung 35: zeitkontinuierliche Druckaufzeichnung (Drucktransmitter; analoge Aufzeichnung LabVIEW) 63
Abbildung 36: Einrichtungen zur Anlagenüberwachung und Steuerung 64
Abbildung 37: Absorptionsspektrum des Spectro::lysers 65
Abbildung 38: Verlauf des Ammoniumstickstoffgehalts während der Einfahrphase 67

Abbildung 39: Verlauf des Nitrit– und Nitratstickstoffgehalts während der Einfahrphase 68

Abbildung 40: Gehalt an Ammoniumstickstoff, Nitritstickstoff und Nitratstickstoff im Rohwasser und in den Abläufen des Aktivkohlefilters und Quarzsandfilters 69

Abbildung 41: intervallbezogener Verlauf der abgegebenen Impulse des DZ Zeol/ClO_2 und DZ F1(1) 71

Abbildung 42: analog aufgezeichneter Systemdruckverlauf der Differenzdrucktransmitter 72

Abbildung 43: korrigierter Systemdruckverlauf 72

Abbildung 44: Fingerprint – Darstellung (1.6.2013) 73

Abbildung 45: automatisierte Parameteraufzeichnung (1.6.2013) 74

Abbildung 46: Laborergebnisse des Ammoniumstickstoff– und Nitristickstoffgehalts im Rohwasser und Ablauf des Schnellfilters 76

Abbildung 47: Laborergebnisse des Ammoniumstickstoff–, Nitritstickstoff– und Nitratstickstoffgehalts im Rohwasser und Ablauf des Schnellfilters 77

Abbildung 48: Darstellung der Stickstoffparameter zu Beginn und gegen Ende der begleitenden Untersuchung im Labormaßstab 80

Abbildung 49: Darstellung der sich ausbildenden Nitrifikation innerhalb der ersten drei Monate des Pilotbetriebes 81

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Stickstoffverbindungen in Grundwässern 4

Tabelle 2: Lebensbedingung und mikrobielle Lebensweisen von bei der Nitrifikation beteiligten Mikroorganismen 10

Tabelle 3: Gattungsnamen und zugehörige Klassen von Proteobakterien der Nitritation 11

Tabelle 4: Gattungsnamen und zugehörige Klassen von beteiligten Proteobakterien bei der Nitratation 12

Tabelle 5: Wachstumsraten aus der Literatur 14

Tabelle 6: Zerfallsraten aus der Literatur 14

Tabelle 7: Einfluss von bestimmten Parametern auf die Oxidationsraten von Ammonium und Nitrit sowie auf die Konzentration des limitierenden Substrats im Verlauf der Nitritation und Nitratation 15

Tabelle 8: Abfolge der Oxidationsschritte bei der Wasseraufbereitung ohne Berücksichtigung mikrobiologischer und katalytischer Effekte 18

Tabelle 9: Auswahlkriterien von UV – Desinfektionsanlagen 32

Tabelle 10: Zusammengefasster Prüfbericht der Wasserversorgung Wendling 36

Tabelle 11: Ammonium–, Nitrit– und Nitratstickstoffkonzentrationen während der Einfahrphase 92

Tabelle 12: Ammonium–, Nitrit– und Nitratstickstoffkonzentrationen bei erhöhten Durchflussraten 92

Tabelle 13: Auszug der aufgezeichneten Betriebsparameter mittels LabVIEW 93

Tabelle 14: Auszug der aufgezeichneten Fingerprints mittels der Spectro::lyser – Sonde 94

Tabelle 15: Auszug der automatisierten Qualitätsüberwachung mittels der Spectro::lyser – Sonde 95

Tabelle 16: Analyseergebnisse des Labors im Zeitraum zwischen 1. Juni und 13. Juni 2013 96

Tabelle 17: Analyseergebnisse des Labors im Zeitraum zwischen 24. Juni und 26. Juni 2013 96

Kurzfassung

In Tiefengrundwässern zur Nutzung als Trinkwasser werden in einigen Gebieten in Ober– und Niederösterreich häufig geogen bedingte Ammoniumbelastungen und erhöhte Nitrit-konzentrationen festgestellt. Die einwandfreie Trinkwasserqualität kann in weitere Folge von Wasserversorgern, die derartige Ressourcen nutzen und in Verkehr bringen, nur mehr eingeschränkt gewährleistet werden. Nach der Vorgabe des österreichischen Lebensmittelbuches darf ausschließlich die biologische Nitrifikation zur Entfernung von Ammonium in der Trinkwasseraufbereitung verwendet werden. In Bezug auf bereits bestehende, großtechnisch eingesetzte Verfahren wurde in der vorliegenden Masterarbeit ein angepasstes Trinkwasser-aufbereitungssystem zur Entfernung von Ammonium bei kleinen Versorgungsgrößen im Rahmen einer Pilotierung in der Gemeinde Wendling geplant, als Prototypanlage umgesetzt und in der Einfahrphase anhand von ersten Ergebnissen beurteilt. Im Zuge der Planung und Konzeptionierung des dafür vorgesehenen Prototyps wurde das Hauptaugenmerk auf eine ökologisch sowie ökonomisch zielführende Lösung gerichtet. Der Pilotbetrieb soll des Weiteren einen entsprechend hohen Automatisierungsgrad mit Fernüberwachung, einen geringen Energieverbrauch und Abwasseranfall gewährleisten. Die mikrobiologische Stabilität und der einwandfreie hygienische Zustand des aufbereiteten Trinkwassers stehen naturgemäß im Vordergrund. Mit Hilfe einer begleitenden Untersuchung im Labormaßstab wird vor allem ein Vergleich der Anwendung unterschiedlicher Filtermaterialien durchgeführt. Nach einer ersten Betriebsphase kann davon ausgegangen werden, dass die Problematik der geogen bedingten Ammoniumbelastung mit Hilfe der Prototypanlage gelöst werden kann. In Anbetracht der häufig auftretenden, vergleichbaren Problemstellungen können die Erfahrungen nach Abschluss der Pilotierung in Form einer optimierten Anlage in der Praxis umgesetzt werden.

Abstract

In deep groundwater aquifers in some regions of Upper and Lower Austria used for drinking water supply, geogenic ammonium loads and resulting increased nitrite concentrations can be monitored. As a result the compliance with the minimum standards of the drinking water quality regulations cannot be guaranteed in all operational situations by water utilities using these resources. The prescription of the Austrian Codex Alimentarius only permits the biological nitrification as drinking water treatment for removing ammonium. In reference to existing large scale drinking water treatments for ammonium the current thesis focuses on an ammonium reducing treatment system which is specifically designed for small size treatment plants. For these specifications a pilot plant in Wendling (Upper Austria) was planned, implemented as prototype and evaluated by first results of an initial pilot phase. The conception of the developed treatment plant tries to realize an ecological and economical solution with high process stability and low maintenance and operational requirements. Among others, this includes a high level of automation combined with online monitoring, an option for remote control, low energy consumption and low wastewater production. Finally the main objective of the treatment process is to produce water in an optimal hygienic condition corresponding to a high biological stability. A further part of the piloting is an accompanying laboratory investigation to get some more practical experiences and information about the application of different filter materials. Based on the actual experience from the initial pilot phase the biological treatment prototype can sufficiently solve the problems of the geogenic ammonium loads and related increased nitrite concentrations. The experience of the extended pilot phase will be used for optimizing the design and operation of the prototype for ready – to – use practical application in similar small scales.

1. Einleitung

Als Ursprung aller Lebensformen und elementare Notwendigkeit für die Funktions– und Überlebensfähigkeit von Organismen, ist ein Leben ohne Wasser nicht vorstellbar. Angesichts der sehr hohen Anforderungen an die Beschaffenheit, stellt das Wasser ein besonders zu schützendes Element dar.

Um diese Eigenschaften dauerhaft erhalten zu können, unterliegt der Schutz und die Nutzung von gegenwärtigen und zukünftigen Trinkwasserressourcen, sowie das in Verkehr Bringen von Wasser, als Trinkwasser für den menschlichen Gebrauch, verschiedenen Gesetzesmaterien (WRG 1959 – BGBl. Nr. 215/1959 idgF.; LMSVG, BGBl. I Nr. 13/2006 idgF.).

Zusätzliche Bestimmungen an die Kontrolle und Qualität von in Verkehr gebrachtem Trinkwasser regelt die Trinkwasserverordnung (TWV, BGBl. II Nr.304/2001 idgF.). Anforderungen und Qualitätskriterien, die über die TWV hinausgehen, enthält das Codex – Kapitel B1 des Österreichischen Lebensmittelbuches.

Auf Basis von einzuhaltenden, mikrobiologischen und chemischen Parameterwerten, wird durch vorgegebene Mindestanforderungen und regelmäßige Kontrollinterwalle eine ständige Überwachung der Trinkwasserbeschaffenheit gewährleistet. Zusätzlich zu bestimmten verpflichtend einzuhaltenden Parameterwerten, werden ergänzend dazu Indikatorparameter für Überwachungszwecke ausgewiesen, deren Nichteinhaltung nicht unmittelbar zur Aberkennung der Genusstauglichkeit des in Verkehr gebrachten Trinkwassers führt.

Aufgrund von kontinuierlichen Überschreitungen des Parameter– bzw. Indikatorparameterwertes für Nitrit bzw. Ammonium im geförderten Tiefengrundwasser und einer daraus folgenden ständigen Beeinträchtigung der Trinkwasserqualität der Wasserversorgung Wendling im oberösterreichischen Hausruckviertel und weiteren regional auftretenden vergleichbaren Gegebenheiten, wurde die Universität für Bodenkultur zur Lösung dieser Problematik beauftragt.

Infolge des hydrogeologischen und hydrografischen Umfeldes der Gemeinde Wendling kann ein Wechsel der Rohwasserressourcen bzw. ein Anschluss an eine regionale Trinkwasserversorgung aus technischen bzw. wirtschaftlichen Gründen außer Acht gelassen werden. Der Fokus soll daher auf einen modular aufgebauten, zur Entfernung von Ammonium sowie Nitrit aus Tiefengrundwässern bei kleinen Versorgungsgrößen geeigneten, ökologisch sowie ökonomisch zielführenden Prototypen gerichtet werden, welcher in weiterer Folge auf vergleichbare Problemstellungen adaptiert werden kann.

2. Zielsetzung und Aufgabenstellung

Im Vordergrund der Ausarbeitung steht die Entwicklung eines Trinkwasser-Aufbereitungssystems zur Entfernung von Ammonium aus Tiefengrundwässern bei (sehr) kleinen Versorgungsgrößen. Infolge der Innovation aufgrund der Anpassung von großtechnisch eingesetzten Verfahren an Anlagen mit geringen Abgabemengen, kann dadurch in Bezug auf die durchaus häufige Problemstellung ein volkswirtschaftlicher bzw. ökologischer Nutzen erzielt werden.

Das Hauptaugenmerk soll dabei auf ein biologisches, nach dem aktuellen Stand der Technik durchführbares Verfahren gerichtet werden, mit welchen man ohne Zugabe von Chemikalien einen hygienisch einwandfreien Zustand des Trinkwassers (gemäß TWV, idgF.) erreichen kann. Aufgrund der charakteristisch, ausgeprägten Ammoniumbelastung des reduzierten Grundwasserkörpers, ist aus verfahrenstechnischer Sicht eine vollständige Nitrifikation anzuwenden. Neben der Durchführbarkeit, einem geringen Energieeinsatz, einem möglichst geringen Abwasseranfall während der Aufbereitung und einem entsprechend hohen Automatisierungsgrad, soll in erster Linie eine mikrobiologische Stabilität des aufbereiteten Trinkwassers gewährleistet werden können. Zusätzlich zu den einzelnen Teilprozessen sind begleitende Laboranalysen sowie eine kontinuierliche Anlagenüberwachung verschiedener aussagekräftiger Parameter vorgesehen, aus denen Rückschlüsse über die Reaktionskinetik und Abbauvorgänge gezogen werden können.

Anhand des Pilotbetriebes in Kombination mit einer ständigen Überwachung sowie Analyse der maßgebenden Parameterwerte sollen neue Erkenntnisse in Bezug auf Aufbereitungsanlagen mit geringen Abgabemengen (10 – 20 m^3/Tag) gewonnen werden.

Im Zusammenhang mit dem Betrieb der Pilotanlage wird zusätzlich die Anwendung eines Ionenaustauschverfahrens und einer Chlordioxidanlage untersucht.

3. Wissenschaftliche Grundlagen

3.1 Ammonium

3.1.1 Allgemeines

Das tetraedisch aufgebaute Ammonium – Molekül NH_4^+, mit einer relativen Molekülmasse von 18,038 setzt sich aus einem Stickstoff und vier Wasserstoffatomen zusammen (KÖLLE, 2010; S. 208). Aufgrund der positiven Ladung des NH_4^+ – Kations kann man Ammonium ausschließlich in Verbindung mit einem gleichwertigen Anion, wie beispielsweise Sulfat oder Chlorid nachweisen. Im festen oder flüssigen Zustand charakterisiert das vorhandene Ammonium eine schwache Säure. Die dazugehörige konjugierte Base ist Ammoniak, das sich unter alkalischen Bedingungen durch H^+ Abspaltung bildet. Der Stickstoffanteil des Ammonium – Moleküls beträgt rund 78 %. In Abhängigkeit des pH – Wertes, wird dieser Parameter in der Wasseranalytik häufig als Ammoniak– bzw. Ammoniumstickstoff ermittelt. Diese Größe gibt aufschlussreiche Rückschlüsse über den anthropogen verursachten Verschmutzungsgrad eines Oberflächengewässers oder oberflächennahen Grundwasserkörpers und wird im Zuge der Gewässerreinhaltung dafür häufig als Indikator herangezogen. Im Tiefengrundwasser ist das Auftreten von Ammonium in der Regel auf geogen bedingte Reduktionsvorgänge zurückzuführen.

NH_4^+ entsteht infolge der Mineralisierung als Zersetzungsprodukt von abgestorbenen, organischen, stickstoffhaltigen Tier– und Pflanzenüberresten. Der mikrobielle Abbau von NH_4^+ erfolgt durch die Nitrifikation unter Sauerstoffverbrauch (GIMBEL et al., 2004; S. 360). Biochemisch wird dabei das Ammonium – Ion über Nitrit zu Nitrat oxidiert (FUCHS, 2007; S. 329). Dieser Vorgang führt zu einer stark ausgeprägten Sauerstoffzehrung im jeweiligen Milieu. Im Sinne der Gewässerreinhaltung und der Gewährleistung des ökologischen Gleichgewichtes wird daher versucht, den Ammoniumgehalt möglichst gering zu halten. Ammonium ist ein zentraler und unumgänglicher Bestandteil des Stickstoffkreislaufs, des Weiteren kann das Ammonium, neben Nitrat als Stickstoffquelle von Pflanzen aufgenommen werden und im Zuge des Stoffwechsels zur Assimilation zur Verfügung stehen.

In der Trinkwasserverordnung (idgF.) wird Ammonium als chemischer Parameter mit Indikatorfunktion ausgewiesen. Der Richtwert liegt bei 0,5 mg/l. Die Genusstauglichkeit des Trinkwassers wird bei einer Überschreitung des Richtwerts nicht unmittelbar aberkannt. In weiterer Folge sind jedoch Gegenmaßnahmen zu treffen, mit welchen die Ursachen für die Belastung bestimmt und beseitigt werden können. *Geogen bedingte Überschreitungen bleiben bis 5 mg/l NH_4 außer Betracht.* (TWV, idgF., S. 10 von 18). Der Gehalt an Ammonium im geförderten Trinkwasser ist bei routinemäßigen und umfassenden Kontrollen sowie bei Überprüfungen von kleinen Wasserversorgungsanlagen zu bestimmen.

3.1.1.1 Ursachen ammoniumbelasteter Böden und Gewässer

Ammonium im Boden

Neben dem organisch gebundenen Stickstoff in biotischen und abiotischen Bestandteilen zählt das in Böden enthaltene Ammonium zu den am häufigsten vorkommenden und chemisch stabilsten Stickstoffverbindungen. Das Auftreten von fixierten Ammonium – Ionen in Böden ist entweder auf atmosphärische Einträge, Düngungen oder Ammonifikationsprozesse zurückzuführen. Trägermaterialien des fixierten Ammoniums sind vor allem Dreischichtminerale, wie Vermiculite, Smectite oder Illite, die NH_4^+ – Ionen an der Stelle von K^+ – Ionen in den Zwischenschichten aufgrund von hohen Ladungspotentialen binden können. In Böden mit sehr

hohen Feinanteilen, kann zufolge der NH_4^+ – Fixierung der Stickstoffgehalt bis zu 900 mg pro kg Bodensubstanz betragen (KÖLLE, 2010; S. 208).

Unterschiede in Bezug auf die Mobilisierung von fixierten Ammonium – Ionen ergeben sich aufgrund der verschiedenen zeitlichen Fixierungsstadien. Unmittelbar durch Düngung oder anthropogene Einträge eingebrachtes Ammonium wird nur vorübergehend fixiert und in weiterer Folge aufs Neue reaktiviert. Dieser Teil des Ammoniums steht in einem Austauschgleichgewicht mit der übrigen Bodenmasse und kann im mobilisierten Zustand unter anderem von Pflanzen aufgenommen werden. Im Gegensatz dazu ist irreversibel fixiertes bzw. natives Ammonium ursprünglich durch bestimmte Ausgangsmaterialien im Laufe der Bodenentwicklung in den Gesteinsschichten abgelagert worden und in den meisten Fällen dauerhaft fixiert, kaum pflanzenverfügbar und immobil (BLUME, 2010; S 405).

Ammonium im Oberflächengewässer und oberflächennahen Grundwasser

In sauerstoffhaltigen Oberflächengewässern kommt Ammonium gewöhnlich in sehr geringen Mengen vor. Höhere Konzentrationen sind in der Regel auf anthropogene Verunreinigungen zurückzuführen und meist in Kombination mit erhöhten Nitrat– und Phosphatgehalten zu beobachten (WRICKE, 2011; S. 197). Als Folgeerscheinung des reichhaltigen Angebots an Nährstoffen kann es in derartigen Gewässern durch den mikrobiellen Umsatz von Biomasse zu einer Eutrophierung kommen. Eine charakteristisch ausgeprägte, anthropogene Beeinflussung kann zudem auch bei oberflächennahen Grundwasserkörpern unter intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen festgestellt werden. Als Immissionsquellen kommen verschiedene diffuse landwirtschaftliche Einträge, welche in das Grundwasser gelangen, und punktuelle häusliche, landwirtschaftliche oder industrielle Direkteinleitungen in das Oberflächengewässer in Frage. Neben Ammonium gibt es eine Vielzahl an weiteren möglichen Stickstoffverbindungen im Wasserkreislauf, einen Überblick davon liefert Tabelle 1.

Tabelle 1: Stickstoffverbindungen in Grundwässern (ROHMANN, 1985; zit. bei FRIEDLE, 2003; S. 22)

Bezeichnung	Chem. Summenformel	Oxidations-stufe	Teilchen-bezeichnung	molare Masse [g/mol]
Ammonium	NH_4^+	-3	Kation	18
Nitrit	NO_2^-	3	Anion	46
Nitrat	NO_3^-	5	Anion	62
Stickstoffgas	N_2	0	Molekül	28
Ammoniak	NH_3	-3	Molekül	17

Geogenbedingtes Ammonium im reduzierten Tiefengrundwasser

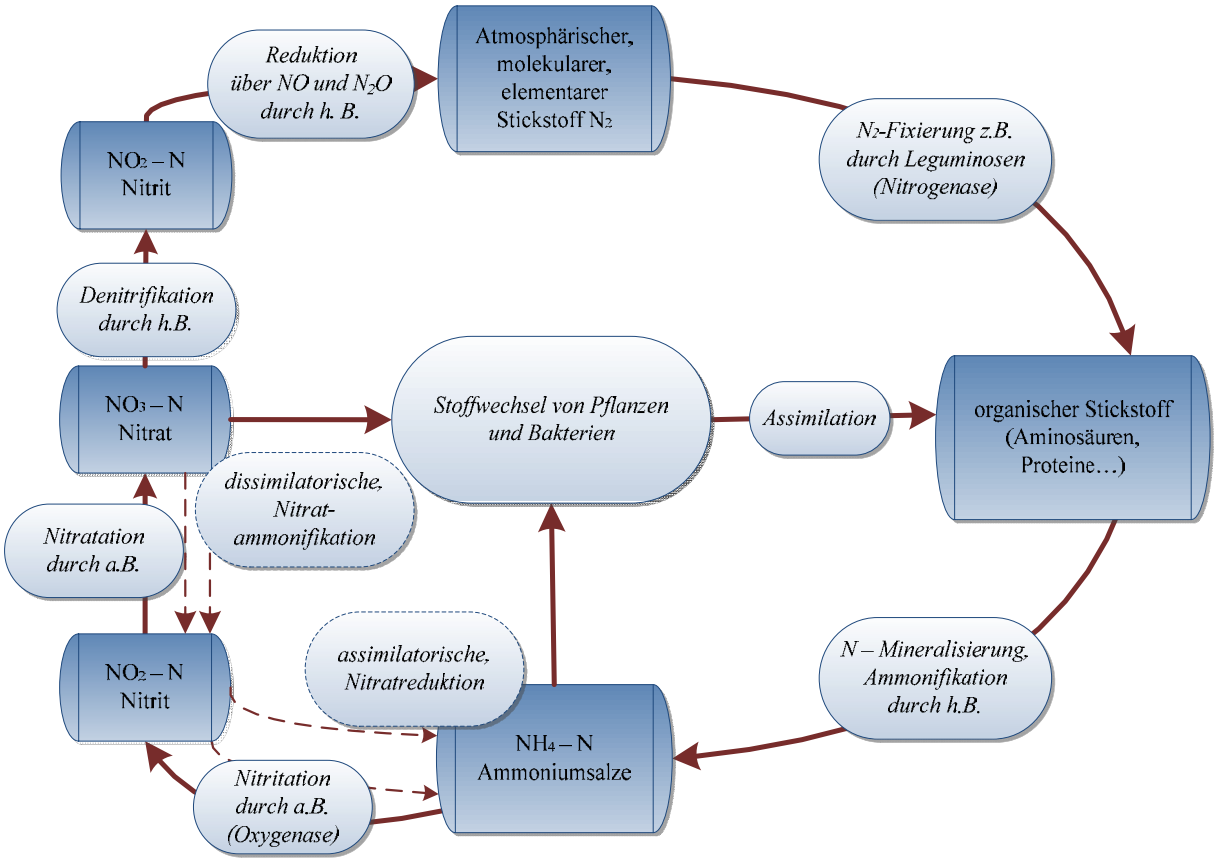
Im Vergleich zu oberflächennahen, sauerstoffreicheren Grundwasserkörpern weisen reduzierte Grundwasserkörper geringere Sauerstoffkonzentrationen auf. Durch die geringe Anzahl an oxidierenden Wasserinhaltsstoffen ergibt sich ein niedrigeres Redoxpotential. Weitere charakteristische Merkmale derartiger Grundwasserressourcen sind erhöhte Konzentrationen an Ammonium, Eisen, Natrium und Kaliumverbindungen, sowie niedrigere Nitratgehalte (Amt der OÖ. Landesregierung, 2011). Diese Eigenschaften sind auf verschiedene mikrobielle und chemische Umwandlungsprozesse, die sich über längere Zeiträume in tieferen Erdschichten erstreckt haben, zurückzuführen. Der Abbau von organischen Bestandteilen führt zum Sauerstoffmangel bis hin zur vollständigen Sauerstoffzehrung. Aufgrund der fehlenden Fluktuation von sauerstoffärmeren mit sauerstoffreicheren Grundwässern werden Nitrat und Sulfat, anstelle des Sauerstoffs, für den weiteren oxidativen Abbau als alternative Elektronenakzeptoren verwendet (TRÄNCKNER et al., 2006). Die erhöhten Ammonium-konzentrationen in reduzierten Tiefengrundwässern basieren dabei zum einen auf der Mineralisation von organischen Ausgangsmaterialien, zum anderen auf der durch den Sauerstoffmangel hervorgerufenen Nitratatmung oder Nitratammonifikation. Unterbunden oder stark eingeschränkt wird die Entfernung von Ammonium durch das geringe Oxidationsvermögen aufgrund des reduzierten und oftmals fehlenden Sauerstoffgehaltes (KÖLLE, 2010; S. 210).

3.1.2 Stickstoffkreislauf – Eintrag und Austrag von Ammonium im Ökosystem

Als Stickstoffkreislauf bezeichnet man den mikrobiellen Umsatz von Stickstoff und Stickstoffverbindungen innerhalb des Ökosystems. Eine Vielzahl an natürlich vorkommenden Stickstoffverbindungen resultiert aus den unterschiedlich hohen Oxidationsstufen von Stickstoff (vgl.: Tabelle 1).

In organischer und anorganischer Form ist Stickstoff ein wesentlicher Bestandteil der Biosphäre, etwa 10 % der Biomasse setzen sich aus Stickstoff zusammen. Molekularer, gasförmiger Stickstoff ist der Hauptbestandteil der Atmosphäre und stellt gleichzeitig das größte Stickstoffdepot der Erde dar (KÖLLE, 2010; S. 195). Der Stickstoffkreislauf ist eine Abfolge von verschiedenen Oxidationen und Reduktionen, bei denen bestimmte Bakterien und Archaeen als Katalysatoren in Erscheinung treten. Die beteiligten Organismen zeichnen sich dabei durch einen hohen Spezialisierungsgrad, ineinandergreifende Abhängigkeiten und besonderer Funktionsmechanismen aus. Die Zufuhr zum Stickstoffkreislauf erfolgt unter anderem durch die biologische Stickstofffixierung und der mineralischen sowie organischen Düngung. Im Gegensatz dazu kann der Austrag durch die Denitrifikation, die Aufnahme durch Pflanzen und die NH_3 – Ausgasung zustande kommen. Innerhalb des Stickstoffkreislaufs unterscheidet man nach CYPIONKA (2010, S. 242) zwischen aeroben und anaeroben Vorgängen, die entweder die Assimilation oder die Dissimilation zur Folge haben. Zu den ökologisch bedeutendsten biochemischen Prozessen zählen die Fixierung und Mineralisierung von Stickstoff, die Bildung von Ammonium durch die Ammonifikation, die Bildung von Nitrit sowie Nitrat durch die Nitrifikation und die Ausgasung von molekularem Stickstoff infolge der Denitrifikation. Unterschiedlich ausgeprägte Milieubedingungen, wie sauerstoffarm oder sauerstoffreich aktivieren bestimmte Vorgänge innerhalb des Kreislaufs und führen zur Bildung verschiedener Stickstoffverbindungen, zu den wichtigsten zählen dabei Ammonium, Nitrit und Nitrat.

Abbildung 1 zeigt eine schematische Darstellung der einzelnen Stationen des Stickstoffkreislaufs. In den dunklen Kästchen sind verschiedene Zwischenprodukte der Stickstoffumwandlung beschrieben. Die Pfeile, in Kombination mit den Inhalten der hellen Kästchen beschreiben die dazugehörigen Umwandlungsprozesse. In den nachstehenden Unterkapiteln wird auf die wesentlichen Teilschritte genauer eingegangen.



[a.B.: autotrophe Bakterien; h.B.: heterotrophe Bakterien]

Abbildung 1: Stickstoffkreislauf; (DEGREMONT OR ONDEO INDUSTRIAL SOLUTIONS, 2007; S. 45; CYPIONKA, 2010; S. 242)

3.1.2.1 Stickstoff – Fixierung

Die Stickstofffixierung kann nach CYPIONKA (2010, S. 243) als eine mikrobielle Reduktion von elementarem, gasförmigem Stickstoff in eine für Pflanzen verfügbare Form beschrieben werden. Für den Umsetzungsprozess sind eine geringe Anzahl von bestimmten, diazotrophen Bakterien (Azotobacter) und Archaeen verantwortlich, die ausschließlich zur Gruppe der Prokaryonten zu zählen sind. Für die biochemische Fixierung von Stickstoff ist der Einsatz von Energie in Form von Adenosintriphosphat (ATP), eines Reduktionsmittels (NADPH) sowie eines sauerstoffempfindlichen Nitrogenase Enzymes erforderlich.

Durch eine symbiotische Beziehung mit im Boden lebenden obligat aeroben, stäbchenförmigen Bakterien (Rhizobien, Sinorhizobium etc.) können höhere Pflanzen der Familie der Hülsenfrüchtler (Fabacea) Stickstoff fixieren und über die Wurzel aufnehmen. Durch eine Infektion der Wurzelzellen auf einzelnen Wurzelhaaren mit den spezialisierten Bakterien kommt es zu einer aufgrund von aktivierten Genen verursachten, charakteristischen Ausbildung von Wurzelknöllchen. In den infizierten Wirtszellen der Wurzeln erfolgt eine Vermehrung der Bakterien und eine Veränderung der Form (Verdickung, Verzweigung etc.) zu rundlichen Bakteroiden. Aufgrund der ausgeprägten Sauerstoffempfindlichkeit des Nitrogenaseenzyms, wird gemeinsam von der Pflanze und den Bakterien Leghämoglobin gebildet, durch das der Gehalt und die Versorgung mit Sauerstoff reguliert werden kann. Zur Aufrechterhaltung eines ausgeglichenen Energiehaushaltes für die Produktion von fixiertem Stickstoff liefert die Pflanze den Bakterien verschiedene Nährstoffe, die durch Photosynthese produziert werden.

Im Vergleich zum Zusammenleben zwischen Leguminosen und Rhizobien, wo ausschließlich aufgrund der Symbiose Stickstoff fixiert werden kann, besitzen bestimmte prokaryotische Bakterien bzw. Archaeen die Fähigkeit eigenständig Stickstoff zu fixieren. Dazu zählen unter anderem Azotobacter oder Cyanobakterien, die hinsichtlich der ausgeprägten Sauerstoff-empfindlichkeit des Nitrogenaseenzyms bestimmte Schutzmechanismen, wie dickwandige Zellen, sogenannte Heterocysten oder Schleimkapseln, in denen Sauerstoff in hohen Raten verbraucht wird, entwickelt haben.

Die im Boden stattfindende Fixierung von Stickstoff ist vergleichbar mit der Stickstofffixierung in trocken betriebenen Filtern im Zuge der Wasseraufbereitung. In gesättigten Filtermedien kann davon auszugegangen werden, dass der Vorgang der Stickstofffixierung nur eingeschränkt möglich ist und in einem bestimmten Verhältnis zu der Fixierung von Stickstoff in regennassen Bodenkörpern steht.

Allgemein lässt sich die Gesamtbilanz der Stickstofffixierung wie folgt beschreiben:

$$N_2 + 8[H] + \approx 16\ ATP \rightarrow 2\ NH_3 + H_2 + \approx 16\ P_i \qquad (3.1)$$

Formel 1: Stickstofffixierung (CYPIONKA, 2010; S. 243)

Um die Dreifachbindung des molekularen Stickstoffes lösen zu können, ist für die mikrobielle Assimilation sehr viel Energie (16 ATP) nötig.

3.1.2.2 Stickstoffmineralisierung

Die Stickstoffmineralisierung oder Ammonifikation ist ein Teilprozess des Stickstoffkreislaufs und beschreibt den mikrobiellen Abbau organischer sowie anorganischer, stickstoffhaltiger Ausgangsmaterialien unter Bildung von Ammoniak und Ammonium (BLUME, 2010; S. 405). Grundsätzlich lassen sich zwei mögliche Ammonifikations – Szenarien voneinander unterscheiden.

3.1.2.2.1 Aerobe Mineralisierung

Die aerobe Mineralisation von Stickstoff erfolgt in mehreren Teilprozessen. Zu Beginn wird organisch gebundener Stickstoff mikrobiell als Ammoniak freigesetzt und anschließend durch verschiedene Bakterien zu Nitrat weiter oxidiert. Die biochemische Umwandlung von organisch gebundenen Stickstoffverbindungen, hauptsächlich Amino – Gruppen in anorganische Bestandteile (NH_3, NH_4^+, NO_3^- etc.) lässt sich nach ROHMANN und SONTHEIMER (1985; zit. bei KÖLLE W., 2010; S. 199) wie folgt beschreiben:

$$R\text{–}NH_2 + H_2O \rightarrow NH_3 + R\text{–}OH \qquad (3.2)$$

R steht für die organische Grundsubstanz

Formel 2:biologische Mineralisierung (KÖLLE, 2010; S. 199, (Glg.: 4.17))

Zu Beginn der Ammonifikation werden in Abhängigkeit von verschiedenen heterotrophen Mikroorganismen, welche durch Enzyme die Hydrolyse katalytisch beeinflussen, stickstoffhaltige Makromoleküle (Proteine) in mehrere kleinere Bestandteile (Aminosäuren) zerlegt. In weiterer Folge wird durch die Abspaltung einer Aminogruppe (Desaminierung) Ammoniak freigesetzt, der sich im Wasser unter Bildung von Ammonium – Ionen löst. Als Energielieferanten dienen den Mikroorganismen abbaubare organische Bestandteile. Zum Aufbau von Körpersubstanzen werden unter anderem verschiedene Nährelemente, der freigesetzte Stickstoff und der Kohlenstoff verwendet.

Der gegenläufige Vorgang zur Ammonifikation ist die N – Immobilisierung, bei der aufgrund eines Mangels an organischer, stickstoffhaltiger Substanz mineralische Stickstoffverbindungen von Mikroorganismen aufgenommen und mikrobiell festgelegt werden.

3.1.2.2.2 Anaerobe Mineralisierung

An Stelle von molekularem Sauerstoff werden bei der anaeroben Mineralisation oxidierte, anorganische Verbindungen wie Nitrat oder Nitrit als terminale Elektronenakzeptoren verwendet. Auf Grund dessen kann die anaerobe Mineralisierung von Stickstoff als anaerobe Atmung oder Nitratatmung alternativ bezeichnet werden. Die anaeroben Bedingungen und die Verfügbarkeit von Nitrat sind Grundvoraussetzungen für die Nitratatmung, reprimiert wird der Vorgang durch den Gehalt an Sauerstoff. In Abhängigkeit der beteiligten Organismen unterscheidet man zwischen der Denitrifikation (Kapitel 3.1.2.4) und der Nitrat – Ammonifikation. Sowohl bei der Denitrifikation als auch bei der Nitrat – Ammonifikation wird zuerst das Nitrat innerhalb der Zellmembran aufgrund einer Nitratreduktase dissimilatorisch zu Nitrit reduziert.

$$NO_3^- + 2e^- + 2H^+ \rightarrow NO_2^- + H_2O \qquad (3.3)$$

Formel 3: Nitratreduktase (FUCHS, 2007; S. 385)

Im Gegensatz zur Denitrifikation, wo die Reduktion von Nitrit in weiterer Folge durch drei aufeinanderfolgende Enzymreaktionen katalysiert wird, erfolgt die Reduktion von Nitrit im Verlauf der Nitrat – Ammonifikation aufgrund eines von zwei in Frage kommenden Nitritreduktase – Enzymsystemen. Diese, in ihren Eigenschaften unterschiedlichen Systeme katalysieren die Nitritreduktion entweder in der Membran, durch einen Cytochrom – c – haltigen

Nitritreduktaseenzymkomplex oder durch ein sirohämhaltiges Nitritreduktaseenzym im Cytoplasma. Escherichia Coli – Bakterien sind Beispiele für Nitritreduzierer, welche über beide Enzymtypen verfügen und in der Lage sind unter anaeroben Bedingungen Nitrit zu nutzen und letztendlich zu entfernen. Schließlich werden durch die Nitritreduktion, als Endprodukte der Nitrat Ammonifikation Ammonium Ionen gebildet (SIMON, 2002). Der Vorgang der Nitritreduktase kann in Form folgender Reaktion dargestellt werden:

$$NO_2^- + 6e^- + 8H^+ \rightarrow NH_4^+ + 2H_2O \qquad (3.4)$$

Formel 4: Nitritreduktase (FUCHS, 2007, S. 385)

3.1.2.2.3 Assimilatorische Nitratreduktion

Vergleichbare Zwischen– und Endprodukte liefert nach FUCHS (2007; S. 235) die assimilatorisch wirksame Reduktion von Nitrat. Im Gegensatz zur dissimilatorischen Nitratreduktion, bei welcher die Gewinnung von Energie im Vordergrund steht, dient dieser Vorgang der Stickstoffversorgung. Die Assimilation von Stickstoff findet dabei ausschließlich im Cytoplasma innerhalb der Zellmembran statt, wird durch den Stickstoffmangel ausgelöst und reagiert unabhängig auf Änderungen des jeweiligen Sauerstoffgehaltes.

3.1.2.3 Aerobe Oxidation von Ammonium – Nitrifikation

Nach FUCHS (2007, S. 329) wird die aerobe Oxidation von Ammonium nach folgenden Gesichtspunkten beschrieben. Als Nitrifikation bezeichnet man die Oxidation von Ammonium in Nitrat. Dieser Vorgang ist wie die Ammonifikation ein Teilprozess der Stickstoff-mineralisierung. Aufgrund der Tatsache, dass durch die Nitrifikation der toxisch wirksame und zugleich leicht flüchtige Ammoniak in pflanzenverfügbares Nitrat umgewandelt wird, ist dieser Vorgang von großer ökologischer Bedeutung.

Kennzeichen der Nitrifikation sind unter anderem der hohe Bedarf an Sauerstoff und zwei voneinander unabhängige Prozesse, die von zwei unterschiedlich physiologisch entwickelten Organismen dominiert werden und in der Gesamtheit ihrer Aufgaben eine vollständige Nitrifikation charakterisieren. Als Katalysatoren treten bei der mikrobiellen Umwandlung von Ammonium in Nitrit verschiedene chemolithoautotrophe Mikroorganismen in Erscheinung. Im Gegensatz dazu können die bei der Oxidation von Nitrit in Nitrat beteiligten Organismen unter anderem auch heterotrophe Lebensweisen erkennen lassen und neben anorganischen auch organische Kohlenstoffquellen nutzen. Die Vertreter der Ammoniumoxidierer werden mit der Vorsilbe Nitroso gekennzeichnet, die der Nitritoxidierer mit der Vorsilbe Nitro. Die Gattungen der Nitroso – und Nitro – Bakterien können alternativ als Nitrifikanten bezeichnet werden. Einen Überblick über bestimmte Lebensbedingungen und mikrobiellen Lebensweisen von am Stickstoffkreislauf beteiligten Organismen liefert Tabelle 2.

Tabelle 2: Lebensbedingung und mikrobielle Lebensweisen von bei der Nitrifikation beteiligten Mikroorganismen (FUCHS, 2007; S. 13)

Lebensbedingung	mikrobielle Lebensweise
Energiequelle Redoxreaktion – reduzierte Stickstoffverbindungen (NH_4^+)	chemotroph
Elektronendonator anorganische e^- Donatoren (H_2, NH_3 etc.) organische e^- Donatoren	lithotroph organotroph
Kohlenstoffquelle anorganischer Kohlenstoff (CO_2, HCO_3^- etc.) bzw. organische Kohlenstoff (Essigsäure etc.)	autotroph bzw. heterotroph

Die Nitrifikanten bevorzugen stabile Lebensbedingungen und reagieren empfindlich gegenüber Änderungen bestimmter Parameter. Die unterschiedlichen Organismen der Nitrifikation sind angesichts mehrerer Aspekte voneinander abhängig und eng miteinander vergesellschaftet. Die Ammoniumoxidierer versorgen beispielsweise die Nitritoxidierer mit Substrat, als Gegenleistung wird dafür toxisch wirksames Nitrit entfernt. Ausgeprägte intrazelluläre Membranstrukturen charakterisieren den physiologischen Aufbau der Nitrifikanten. Innerhalb dieser Strukturen befinden sich die Enzyme der Ammoniumoxidation (Ammonium – Monooxygenase) und der Nitritoxidation (Nitrit/Nitrat-Oxidoreduktase), die letztendlich den Abbau von Ammonium beschleunigen und die vollständige Nitrifikation gewährleisten.

3.1.2.3.1 Nitritation

Während der Nitritation erfolgt eine Oxidation von Ammonium in Nitrit durch verschiedene ammoniumoxidierende Mikroorganismen. Eine Auflistung der bekanntesten und häufigsten Gattungen der dazu befähigten Organismen liefert Tabelle 3. Der Großteil der Ammonium-oxidierenden Bakterien (*ammonia oxidizing bacteria* – AOB) ist dabei der alpha oder beta Klasse, innerhalb der Proteobakterien zuzuordnen.

Tabelle 3: Gattungsnamen und zugehörige Klassen von Proteobakterien der Nitritation (FUCHS, 2007; Tab. 11.1; S. 330)

Gattungsnamen der Ammoniumoxidierer	Klasse
Nitrosomonas europaea	beta
Notrosospira briensis	beta
Nitrosolobus multiformis	beta
Nitrosococcus oceanus	gamma
Nitrosopumilus maritimus	*Crenarchaeota*

Neben den seit längerer Zeit bekannten Bakterien, sind nach neuartigen wissenschaftlichen Erkenntnissen auch einige bestimmte Vertreter der Archaeen (*ammonia oxidizing archaea* – AOA) befähigt, Ammonium zu oxidieren. Ammoniumoxidierende Archaeen sind anspruchslose Mikroorganismen, die sich in unterschiedlichsten Lebensräumen unter extremen Bedingungen nachweisen lassen und dabei den AOB in ihren Aufgaben überlegen sein können (YOU et al. 2009).

Die für die Nitritation erforderliche Energie erhalten die Nitrifikanten aus reduzierten Stickstoffverbindungen in Form von Ammoniak oder Ammonium, den nötigen Kohlenstoff aus Kohlenstoffdioxid. Der molekulare Sauerstoff dient als Elektronenakzeptor. Der Umsetzungs-prozess gliedert sich in mehrere Teilschritte, bei denen insgesamt drei verschiedenen Enzyme als Katalysatoren in Erscheinung treten.

Eingeleitet wird die Nitritation durch die Oxidation von Ammonium in Hydroxylamin. Diese Reaktion erfolgt innerhalb der Zellmembran und wird durch eine Ammonium – Monooxygenase katalysiert. Neben dem Ammonium – Monooxygenase Enzym sind des Weiteren zwei Reduktionsäquivalente ([H]) aus der nachfolgenden Oxidation des Hydroxylamins und molekularer Sauerstoff als (terminaler Elektronenakzeptor) C – Substrat erforderlich.

$$NH_4^+ + 2[H] + O_2 \rightarrow H_2NOH + H_2O + H^+ \qquad (3.5)$$

Formel 5: Ammonium – Monooxygenase mit O_2 (FUCHS, 2007; S. 330)

An Stelle von O_2 kann als alternativer Elektronenakzeptor unter Umständen auch N_2O_4 (Molekülverbund aus zwei Stickstoffdioxidmolekülen) zur Anwendung kommen und im Verlauf der Ammonium – Monooxygenase umgesetzt werden.

$$NH_4^+ + 2[H] + N_2O_4 \rightarrow H_2NOH + H_2O + H^+ + 2NO \qquad (3.6)$$

Formel 6: Ammonium – Monooxygenase mit N_2O_4 (FUCHS; S. 331)

Die nachfolgende Reaktion der Ammoniumoxidation wird durch eine periplasmatische Hydroxylamin – Dehydrogenase katalysiert. Durch die Umwandlung von Hydroxylamin in Nitrit werden in Summe vier Elektronen abgegeben. Eine Hälfte davon wird zur Ammonium – Monooxygenase rückgeführt, die zweite Hälfte wird zur terminalen Oxidase weitergeleitet und dort vom Sauerstoff aufgenommen.

$$H_2NOH + H_2O \rightarrow NO_2^- + 4[H] + H^+ \qquad (3.7)$$

Formel 7: Hydroxylamin – Dehydrogenase (FUCHS, 2007; S. 331)

Wahrscheinlich wird erst während der terminalen Oxidase die Bildung von ATP durch über die Membran aufgenommene Protonen und den dadurch erreichten Protonengradienten angeregt. Mit Hilfe dieser Energie werden unter anderem verschiedene energieverbrauchende Prozesse und der Elektronentransport unterstützt (FUCHS, 2007; S. 331).

Die gesamte Prozesskinetik der Nitritation lässt sich nach folgender Gleichung darstellen:

$$NH_4^+ + 1{,}5O_2 \rightarrow NO_2^- + H_2O + 2H^+ \ (\Delta G^{0,} = -275 kj/mol) \qquad (3.8)$$

Formel 8: Prozessskinetik Nitritation (FUCHS, 2007; S. 330)

3.1.2.3.2 Nitratation

Die Nitratation findet im Anschluss an die Nitritation statt und ist durch die Oxidation von Nitrit in Nitrat gekennzeichnet. Zu den bekanntesten Nitrobakterien zählen Vertreter der alpha –, gamma – und delta – Klasse der Proteobakterien (Tabelle 4). Einen entscheidenden Einfluss auf die Oxidation von Nitrit haben des Weiteren auch bestimmte gramnegative Bakterien der Gattung Nitrospira. Diese Organismengruppe ist den anderen beteiligten Arten oft zahlenmäßig überlegen und ist dadurch maßgebend an der Nitratation beteiligt.

Tabelle 4: Gattungsnamen und zugehörige Klassen von beteiligten Proteobakterien bei der Nitratation (FUCHS, 2007; Tab. 11.1; S. 330)

Gattungsnamen der Nitritoxidierer	Klasse
Nitrobacter hamburgensis	alpha
Nitrococcus mobilis	gamma
Nitrospina gracilis	delta
Nitrospira marina	*Nitrospirae*

Als Katalysatoren treten bei der Nitratation zwei membrangebundene Enzyme in Erscheinung. Die Oxidation von Nitrit in Nitrat wird in Folge der Nitrit/Nitrat Oxidoreduktase katalysiert.

$$NO_2^- + H_2O \rightarrow NO_3^- + 2[H] \qquad (3.9)$$

Formel 9: Nitrit/Nitrat Oxidoreduktase (FUCHS, 2007; S. 331)

Vergleichbar mit der Nitritation erfolgt auch bei der Nitratation die Energiegewinnung als Folge des Elektronenaustausches mit der terminalen Oxidase. Zusammengefasst kann die Reaktionskinetik der Nitritoxidation folgendermaßen angegeben werden:

$$NO_2^- + 0{,}5O_2 \rightarrow NO_3^- + H_2O \ (\Delta G^{0,} = -74kj/mol) \qquad (3.10)$$

Formel 10: Prozesskinetik Nitratation (FUCHS, 2007, S. 331)

3.1.2.3.3 Stöchiometrische Bilanz und Prozesskinetik der Nitrifikation

Die stöchiometrische Bilanz der Nitrifikation kann unter der Annahme eines stationären Zustandes (Zustandsänderungen = 0; Ableitung nach der Zeit = 0) und unter einer konstanten Biomassezusammensetzung durch folgende Gleichung vereinfacht dargestellt werden:

$$NH_4^+ + 1{,}853\ O_2 + 1{,}979\ HCO_3^-$$
$$\rightarrow 0{,}979\ NO_3^- + 1{,}874\ CO_2 + 2{,}916\ H_2O + 0{,}021\ C_5H_7O_2N \qquad (3.11)$$

Formel 11: Stöchiometrische Bilanz der Nitrifikation (NOWAK, 1995; zit. bei TRÄNCKNER, 2006)

Nach TRÄNCKNER et al. (2006) geht aus der Bilanzierung des Nitrifikationsprozesses hervor, dass für die vollständige Oxidation von einem Mol Ammonium in 0,979 Mol Nitrat 3,707 Mol Sauerstoff benötigt werden, das entspricht in etwa einer Menge von 3,3 mg O_2 pro mg NH_4^+. Neben dem Verbrauch von Sauerstoff als Reduktionsmittel im Zuge der Oxidation, können unter Umständen auch verschiedene Stoffwechselprozesse eine zusätzliche Sauerstoffzehrung verursachen. Der reale Verbrauch an Sauerstoff kann daher auch höher ausfallen. Die bei der Nitrifikation entstehende Biomasse an Bakterienzellen beträgt rund 0,02 Mol pro Mol NH_4^+. Im Verlauf der Nitrifikation werden 1,979 Mol HCO_3^- verbraucht. Die Reduktion der Säurekapazität, in Form von Hydrogenkarbonat führt zu einer Absenkung des pH – Werts infolge Säurebildung. Aufgrund der geringeren Pufferkapazität gegenüber Säuren kommt es zu einem korrespondierenden Anstieg der Basekapazität, der in Form von 1,874 Mol produzierten Kohlenstoffdioxid zum Ausdruck kommt.

Die Wachstumsraten der Mikroorganismen und Abbaugeschwindigkeiten von Ammoniak bzw. Ammonium während der Nitrifikation werden durch verschiedene biotische und abiotische Milieubedingungen beeinflusst. Die wesentlichsten Einflussfaktoren können nach Chen et al. 2006 (zit. bei SUDARNO, 2011) in drei Kategorien eingeteilt werden:

- die erste Kategorie beinhaltet Faktoren, welche die Nitrifikanten aktivieren und dabei den biochemischen Prozess der Nitrifikation auslösen. (pH – Wert, Temperatur etc.)
- die zweite Kategorie umfasst verschiedene Aspekte, welche sich auf die Versorgung mit Nährstoffen während der Nitrifikation auswirken. (Sauerstoffkonzentration, Substratkonzentration, hydraulische Eigenschaften etc.)
- Faktoren, die sowohl das Wachstum der Mikroorganismen als auch die Nährstoffversorgung beeinflussen, werden in der dritten Kategorie zusammengefasst.

In Abhängigkeit der Substratversorgung kann die Wachstumsgeschwindigkeit der Nitrifikanten durch eine Monod – Funktion simuliert werden.

$$\mu = (\mu_{max} \cdot S) \cdot (K_S + S)^{-1} \qquad (3.12)$$

Formel 12: Wachstumsrate der Mikroorganismen in Abhängigkeit der Substratkonzentration (SUDARNO, 2011)

Die Wachstumsrate μ (g neu gebildeter Zellmasse · g vorhandener Zellmasse^{-1} · Tag^{-1}) verhält sich dabei proportional zur Konzentration des limitierenden Substrats S (g · l^{-1}) und beschreibt die Biomasse, die in Bezug auf die Biomasse im Filter während einer gewissen Zeitspanne produziert wird. Die Monod oder Halbsättigungskonstante K_S gibt den Wert (g · l^{-1}) der Substratkonzentration an, bei der $\mu = 0{,}5 \cdot \mu_{max}$ beträgt. Die Größe der Konstante wird dabei maßgeblich von der Abhängigkeit der Mikroorganismen vom jeweiligen Substrat beeinflusst. Die Größe der Konstante wird in der Regel auf die Gesamtammoniumkonzentration bezogen, da Ammoniak als eigentliches Ausgangssubstrat oft nicht berücksichtigt wird. (GIMBEL et al., 2004; S. 361)

Einen Überblick über verschiedene temperaturbezogene Wachstumsraten liefert Tabelle 5.

Tabelle 5: Wachstumsraten aus der Literatur (zit. bei TRÄNCKNER, 2006)

Wachstumsrate	Temperatur	Literaturquelle
Ammoniumoxidierer		
0,50 – 0,70	14-17°C	WUHRMANN (1964)
0,37	12°C	GUJER u. JENKINS (1975)
0,76	20°C	KNOWLES et al. (1965)
0,29	10°C	KNOWLES et al. (1965)
0,70	20°C	GÜNTER (1996)
Nitritoxidierer		
0,81	20°C	YOSHIZAKI et al. (1982)
0,58	10°c	KNOWLES et al. (1965)
1,04	20°C	KNOWLES et al. (1965)

Die Zerfallsrate von Mikroorganismen wird von der Mortalität der Nitrifikanten und der Prädation durch Protozoen und anderen Organismen beeinflusst. In Tabelle 6 sind in Abhängigkeit der Temperatur unterschiedliche Zerfallsraten aufgelistet.

Tabelle 6: Zerfallsraten aus der Literatur (zit. bei TRÄNCKNER, 2006)

Zerfallsrate	Temperatur	Literaturquelle
0,05	10°C	GUJER et al. (1995)
0,15	20°C	GUJER et al. (1995)
0,12	23+-2°C	GEE et al. (1990)
0,20	20°C	NOWAK et al. (1994)
0,11	20°C	YOSHIOKA et al. (1982)

3.1.2.3.4 Abiotische und biotische Einflussfaktoren

Nach HOLIENČIN und GUJER (1996) wird der Einfluss von bestimmten Parametern auf die Oxidationsraten von Ammonium und Nitrit sowie auf die Verfügbarkeit des limitierenden Substrats tabellarisch veranschaulicht. Neben der Substratversorgung durch reduzierte Stickstoffverbindungen sind im Hinblick auf die Reaktionskinetik der Nitrifikation verschiedene Umwelteinflüsse (Temperatur, Sauerstoffkonzentration, pH – Wert etc.) von entscheidender Bedeutung.

Tabelle 7: Einfluss von bestimmten Parametern auf die Oxidationsraten von Ammonium und Nitrit sowie auf die Konzentration des limitierenden Substrats im Verlauf der Nitritation und Nitratation; (HOLIENČIN, GUJER, 1996; zit. bei Gujer, 2009; S. 8)

Parameter	Nitritation		Nitratation	
	μ_{max}	K_s	μ_{max}	K_s
Ammoniak	ja	nein	ja	nein
Ammonium	nein	nein	nein	nein
salpetrige Säure	ja	nein	ja	nein
Nitrit	nein	nein	ja	nein
Salpetersäure	nein	nein	ja	nein
Nitrat	nein	nein	nein	ja
pH	ja	ja	ja	nein
Temperatur	ja	nein	ja	ja
Sauerstoff-konzentration	ja	nein	ja	ja
Alkalinität	ja	nein	ja	nein
organische Verbindungen	ja	nein	ja	nein
hydraulische Aufenthaltszeit	ja	nein	ja	nein
Feststoff– Aufenthaltszeit	ja	nein	ja	nein

Substratversorgung, pH – Wert

Aufgrund der tabellarischen Auflistung (Tabelle 7) kann ein direkter Zusammenhang zwischen dem Gehalt der eigentlich limitierenden Substrate an Ammoniak (NH_3) und salpetriger Säure (HNO_2) und der Oxidationsrate während der Nitrifikation festgellt werden. In Abhängigkeit des pH – Werts und der Temperatur stellt sich ein chemisches Gleichgewicht zwischen Ammonium und Ammoniak bzw. salpetriger Säure und Nitrit ein. Nach TRÄNCKNER et al. (2006) wirkt sich ein hoher pH – Wert vorteilhaft auf die Substratversorgung mit Ammoniak aus, ein niedriger pH – Wert hingegen begünstigt die Verfügbarkeit von salpetriger Säure. Im neutralen bis leicht basischen Bereich von 7,0 – 7,5 stellt sich demnach ein optimales Verhältnis zwischen NH_3 – und HNO_2 – Versorgung ein.

Substrathemmung, Produkthemmung

Die Nitrifikanten der Nitritation bzw. Nitratation können sowohl durch das Ausgangssubstrat als auch das Produkt ihrer Stoffwechselaktivität in ihren Funktionen gehemmt werden. Die Hemmung wir dabei ausschließlich durch die pH – Wert abhängigen Dissoziationsprodukte (NH_3, HNO_2) verursacht. In Bezug auf die Substrathemmung während der Ammoniumoxidation durch Ammoniak, beschreibt GROENEWEG et al. (1994), beispielsweise den Beginn der Hemmung von Nitrosomonas ab einem Ammoniakgehalt von 8 mg/l. Die Produkthemmung durch Nitrit – Stickstoff ist ab einem Gehalt von > 80 mg/l nachweisbar. Die Hemmkonzentrationen wurden bei Reinkulturen und einem pH – Wert von 8,0 ermittelt. In der Trinkwasseraufbereitung ist die Produkt und Substrathemmung aufgrund der geringen Konzentrationen von Ammoniak und Nitrit in der Regel nicht ausschlaggebend und bedeutungslos.

Temperatur

Neben dem Einfluss auf das Dissoziationsgleichgewicht des limitierenden Substrats und der daraus folgenden Substratversorgung und Substrathemmung ist die Temperatur unter anderem auch für die Wachstumsraten und Zerfallsraten (Tabelle 5, Tabelle 6), für die Diffusion sowie den in der Flüssigkeit gelösten Sauerstoff von Bedeutung. GROENEWEG et al. (1994) zeigte, dass der Einfluss der Temperatur auf die Aktivität und Generationszeiten der Nitrifikanten im Vergleich zur Verfügbarkeit von Nitrit und salpetriger Säure weitaus bedeutender ist. Demnach muss in Abhängigkeit der Temperatur zwischen dem Wachstum und der Aktivität der Nitrifikanten unterschieden werden.

Optimale Nitrifikationsraten konnten nach FONTENOT (2007) in einem Temperaturbereich zwischen 30 °C und 37,5 °C nachgewiesen werden. Eine Temperaturzunahme auf über 37,5 °C verursachte hingegen eine Verringerung der Wachstumsraten.

Im Rahmen der nachfolgenden Untersuchungen zur Entfernung von Ammonium kann von einem Temperaturbereich zwischen 10 °C und 20 °C ausgegangen werden. KNOWLES et al. (1965) stellte unter derartigen Verhältnissen Wachstumsraten im Bereich zwischen 0,29 und 0,76 bei ammoniumoxidierenden Mikroorganismen sowie zwischen 0,58 und 1,04 bei nitritoxidierenden Mikroorganismen fest (Tabelle 5). Die in diesem Temperaturbereich nachgewiesene Zerfallsrate der Nitrifikanten liegt nach GUJER et al. (1995) zwischen 0,05 und 0,15 (Tabelle 6).

Sauerstoffgehalt

Nach der stöchiometrischen Bilanz der Nitrifikation beträgt der erforderliche Sauerstoffbedarf in Summe rund 4,57g/g NH_4 – N (vgl.: SUDARNO, 2011: Nitritation ca. 3,43 g/g NH_4 – N, Nitratation ca. 1,14 g/g NO_2 – N). Unter Umständen kann der stöchiometrisch erforderliche Sauerstoffbedarf im Grenzbereich dennoch zu Beeinträchtigungen der Nitrifikation führen. Um eine Limitierung der Nitrifikation durch einen zu geringen Sauerstoffgehalt verhindern zu können, sollte nach STENSTROM u. PODUSKA (1980) ein Mindestgehalt an Sauerstoff von 4 mg pro Liter in gelöster Form nicht unterschritten werden.

Im Vergleich zu der Oxidationsrate der Nitritation ist die der Nitratation stärker durch Sauerstoff limitiert. Entsprechend STENSTROM u. PODUSKA (1980) sollte für die Oxidation von Ammonium in Nitrit eine Konzentration an gelösten Sauerstoff von mindestens 1 mg/l und für die Oxidation von Nitrit in Nitrat von mindestens 2 mg/l vorhanden sein, um eine Limitierung ausschließen zu können.

Alkalinität

Ein bestimmtes Maß an Alkalinität in Form von Carbonat (lt. Formel 11: 1,979 Mol HCO_3/Mol NH_4^+) ist notwendig, um eine Pufferwirkung gegenüber einer zu hohen Säurebildung gewährleisten zu können (SUDARNO, 2011).

Organische Verbindungen

Nach der Beschreibung von SUDARNO (2011) können die in gelöster oder partikulärer Form enthaltenen organischen Verbindungen unter Umständen die Nitrifikation beeinträchtigen. Organische Bestandteile dienen heterotrophen, schnell wachsenden Organismen als Energiequelle und Nährsubstrat. Durch die Oxidation von derartigen Verbindungen kommt es neben dem Sauerstoffverbrauch im Verlauf der Nitrifikation zu einer zusätzlichen Sauerstoffzehrung. Darüber hinaus kann zwischen den autotrophen Nitrifikanten und heterotrophen Bakterien eine Konkurrenz in Bezug auf geeignete Wachstumsflächen auf bestimmten Trägermaterialien eintreten.

Redoxpotential

Die Oxidation von Ammonium über Nitrit zu Nitrat erfordert ein bestimmtes Oxidationspotential im jeweiligen Milieu (TRÄNCKNER, 2006). Das Maß für das Oxidations– bzw. Reduktionsvermögen eines aquatischen Systems wird als Redoxspannung bezeichnet und in Volt oder mVolt mit Hilfe einer Normal – Wasserstoffelektrode gemessen. Nach dem Eh – pH – Diagramm für aquatische Systeme (DVGW – W 213) ist für die Ammoniumoxidation bei einem pH – Wert von annähernd 7 ein Redoxpotential von > 500 mVolt erforderlich. Dabei ist zu beachten, dass der Oxidationsvorgang der Nitrifikation erst dann einsetzt, wenn andere Redoxpaare mit geringeren Potentialstufen im Vorhinein weitgehend oxidiert sind. Im Zuge der oxidativen Wasseraufbereitung erfolgt daher der Abbau von Ammonium immer erst nach der Oxidation von Schwefelwasserstoff, Methan und Eisen.

In Abhängigkeit des steigenden Redoxpotentials, sind in Tabelle 8 aufeinanderfolgende Oxidationsschritte verschiedener Redoxpaare und der jeweilige Sauerstoffbedarf während der Wasseraufbereitung aufgelistet.

Tabelle 8: Abfolge der Oxidationsschritte bei der Wasseraufbereitung ohne Berücksichtigung mikrobiologischer und katalytischer Effekte (zit. bei TRÄNCKNER, 2006; S. 33)

Oxidations-schritt	**Redoxpaar**		**Redoxpotential für Übergang bei pH 7,0**	**Sauerstoff-bedarf**
	von	nach	[mV]	[mg/mg]
Oxidation von Schwefelwasserstoff	H_2S	SO_4^{2-}	> - 150	1,88
Methanoxidation	CH_4	CH_3OH HCHO HCOOH CO_2	> 0	4,0
Oxidation von Eisen	Fe^{2+}	$Fe(OH)_3$	> 150	0,14
Ammoniumoxidation	NH_4^+	NH_2OH NO_2^- NO_3^-	> 500	4,57
Oxidation von Mangan(II)	Mn^{2+}	MnO_2	> 650	0,29

3.1.2.4 Denitrifikation

Die Denitrifikation oder Stickstoffausgasung wird nach GIMBEL et al. (2004; S. 369) als biochemische Reduktion von Nitrat über Nitrit zu gasförmigen Stickoxiden sowie molekularen Stickstoff unter anaeroben Bedingungen beschrieben. Wie die Nitrifikation ist sie ein elementarer Bestandteil des Stickstoffkreislaufs und darüber hinaus aufgrund der Umwandlung von gebundenem Stickstoff in Form von Nitrat zu gasförmigem, molekularem Stickstoff, der folglich an die Luft abgegeben wird, von großer ökologischer Bedeutung. Im Gegensatz zur Nitrifikation, können neben anorganischen auch organische Elektronendonatoren als Reduktionsmittel in Erscheinung treten. Beteiligte Organismen sind Vertreter verschiedener Proteobakterien und einiger Bacillus – Arten, die zur Assimilation organische oder anorganische Kohlenstoffverbindungen nutzen können (FUCHS, 2007; S. 383). In Abhängigkeit der Kohlenstoffquelle sowie des jeweiligen Reduktionsmittels erfolgt die Unterscheidung der beteiligten Denitrifikanten in chemoorganoheterotrophe oder chemolithoautotrophe Mikroorganismen (Tabelle 2).

3.1.2.4.1 Reduktion von Nitrat zu Nitrit

Wie bei der anaeroben Mineralisierung bzw. Nitrat – Ammonifikation wird zunächst Nitrat durch eine membranständige, dissimilatorische Nitratreduktase zu Nitrit reduziert. Durch einen Protonengradienten, der über der Cytoplasmamembran aufgebaut wird und einer daraus folgenden ATP – Synthase erhalten die Denitrifikanten die für die Reduktion von Nitrat und den damit verbundenen Elektronentransport notwendige Energie. Über einen Nitrat – Nitrit – Antiporter gelangt Nitrat ins Cytoplasma, im Gegenzug dazu wird gleichzeitig Nitrit ins Periplasma transportiert, wo es weiter reduziert wird (FUCHS, 2007; S. 383).

$$NO_3^- + 2e^- + 2H^+ \rightarrow NO_2^- + H_2O \qquad (3.13)$$

Formel 13: Nitratreduktase (vgl.: Formel 3), (FUCHS, 2007; S. 384)

3.1.2.4.2 Reduktion von Nitrit zu molekularem Stickstoff

Die nachfolgende Reduktion von Nitrit in molekularen Stickstoff setzt sich nach FUCHS (2007; S. 383) aus insgesamt drei verschiedenen Teilreaktionen zusammen. Eingeleitet werden die nachfolgenden Schritte durch verschiedene Enzyme, die im Periplasma (bei grampositiven Bakterien auf die Außenseite der Membran) aktiviert werden und danach die Nitritreduktion entsprechend katalysieren.

Während des ersten Teilprozesses wird Nitrit von einer periplasmatischen Nitritreduktase in einer Ein – Elektronen Reaktion zu Stickstoffmonoxid reduziert. Dabei können zwei unterschiedliche Isoenzyme zur Anwendung kommen, die entweder einen Cytochrom – cd_1 – Cofaktor besitzen oder im aktiven Zentrum Kupfer aufweisen.

$$NO_2^- + e^- + 2H^+ \rightarrow NO + H_2O \qquad (3.14)$$

Formel 14: Nitritreduktase (vgl.: Formel 4), (FUCHS, 2007; S. 384)

In der darauffolgenden membranständigen Stickstoffmonoxid – Reduktase wird mithilfe von Eisen und Cytochrome als Cofaktoren Stichstoffmonoxid weiter zu Distickstoffmonoxid reduziert.

$$2NO + 2e^- + 2H^+ \rightarrow N_2O + H_2O \qquad (3.15)$$

Formel 15: Stickstoffmonoxidreduktase (FUCHS, 2007; S. 384)

Abgeschlossen wird die Denitrifikation mit der Bildung von N_2 aus Distickstoffmonoxid. Als Katalysator fungiert ein periplasmatisches, kupferhaltiges N_2O – Reduktase Enzym.

$$N_2O + 2e^- + 2H^+ \rightarrow N_2^- + H_2O \qquad (3.16)$$

Formel 16: Distickstoffmonoxidreduktase (FUCHS, 2007; S. 384)

3.1.2.5 Wesentliche Stickstoffverbindungen neben Ammonium in der Wasseraufbereitung

3.1.2.5.1 Ammoniak

Ammoniak, mit der Summenformel NH_3 ist die konjugierte Base zur Säure Ammonium. Bis zu einem pH – Wert von 9,5 setzt sich Ammoniumstickstoff hauptsächlich aus Ammonium – Ionen zusammen, bei höheren pH – Werten erfolgt durch eine H^+ – Abspaltung die Bildung von Ammoniak (GIMBEL et al., 2004; S. 360). Das Auftreten ist sowohl auf natürliche Einträge (NH_3 – Entgasung aus kalkhaltigen Böden etc.), als auch auf anthropogene Immissionsquellen zurückzuführen (BLUME, 2010; S. 122). Im Vergleich zum Ammonium ist Ammoniak stark alkalisch (pK_b: 4,75) und ein stechend riechendes, farbloses, giftiges Gas mit einer sehr hohen Wasserlöslichkeit. Ammoniak wird häufig als Ausgangsprodukt für die Stickstofferzeugung verwendet.

In Abhängigkeit des pH Wertes steht das Mengenverhältnis zwischen Ammonium und Ammoniak in einem Gleichgewicht zueinander.

$$NH_4^+ \leftrightarrow NH_3 + H^+ \qquad (3.17)$$

Formel 17: Mengenverhältnis Ammonium – Ammoniak (GUJER, 2007; S. 41)

Die Gleichgewichtskonstante errechnet sich aus:

$$K_s = ([NH_3]\cdot[H^+])\cdot[NH_4^+]^{-1} \qquad (3.18)$$

Formel 18: Bestimmung der Gleichgewichtskonstante in Abhängigkeit von NH_3 und NH_4^+ (GUJER, 2007; S. 41)

Des Weiteren gilt:

$$pK_s = -\log(K_s) = (2706\cdot(T + 273{,}15)^{-1}) + 0{,}139 \qquad (3.19)$$

K_s → Gleichgewichtskonstante für die Dissoziation von Ammonium

$[NH_3]$, $[H^+]$, $[NH_4^+]$ → molare Konzentration der drei Stoffe in $Mol\cdot l^{-1}$

T → Temperatur in °C

Formel 19: analytischer Zusammenhang im Zuge der Ermittlung von K_s (GUJER, 2007; S. 41)

Analytisch werden Ammoniak und Ammonium in den meisten Fällen in Kombination analysiert, erfasst und angegeben. Um daraus den Gehalt an toxisch wirksamen Ammoniak ermitteln zu können, wird aus dem Zusammenhang von Mengenverhältnis, Temperatur und pH – Wert folgende Beziehung abgeleitet:

$$[NH_3] \cdot ([NH_3] + [NH_4^+])^{-1} = 1 \cdot (1+10^{pKs - pH})^{-1} \qquad (3.20)$$

Formel 20: Gehaltsermittlung von NH_3 aus (NH_4^+ + NH_3) – N in Abhängigkeit von Temperatur und pH – Wert (GUJER, 2007; S. 41)

3.1.2.5.2 Nitrit

Das Anion NO_2^- mit einer relativen Molekülmasse von 46,0055 ist ein Zwischenprodukt bei der Oxidation von Ammonium in Nitrat, der Reduktion von Nitrat in elementaren Stickstoff und zugleich ein Hinweis dafür, dass Redoxprozesse noch nicht zum Abschluss gekommen sind.

Aufgrund der ausgeprägten Toxizität von Nitrit beträgt der Grenzwert laut Trinkwasserverordnung 0,1 $mg \cdot l^{-1}$ (TWV, BGBl. II Nr.304/2001 idgF.; Chemischer Parameter). Die toxische Wirkung von NO_2^- kann durch unterschiedliche Ursachen hervorgerufen werden. Zum einen kann Nitrit den Sauerstofftransport im Blut beeinträchtigen, indem es das für die Speicherung des Sauerstoffs zuständige, im Hämoglobin enthaltene Eisen (II) in Eisen (III) oxidiert. Das in den roten Blutkörperchen enthaltene Hämoglobin wird dadurch in Methämoglobin umgewandelt und kann keinen Sauerstoff mehr binden. Zum anderen kann Nitrit die Bildung von Nitrosaminen hervorrufen, welche unter Umständen karzinogen wirken können. Dabei reagiert das Nitrit gemeinsam mit sekundären Aminen (R_2NH) unter Bildung von Nitrosaminen ($R_2N - NO$).

$$R_2NH + HO - NO \rightarrow R_2N - NO + H_2O \qquad (3.21)$$

$R_2NH \rightarrow$ sekundäre Amine

$R_2N - NO \rightarrow$ Nitrosamine

Formel 21: Reaktion von NO_2^- und sekundären Aminen unter Bildung von Nitrosaminen

Das Auftreten von Nitrit in Oberflächengewässern, ist meist auf anthropogene Verunreinigungen zurückzuführen. Erhöhte Nitrit Konzentrationen in flachen Grundwasserleitern können nach KÖLLE (2010; S. 205) als unmittelbare Folge der Wasserentnahme und der damit verbundenen verkürzten Reaktionszeit auftreten. Darüber hinaus kann Nitrit im Gewässer durch langsam stattfindende Nitrifikationen bei niederen Temperaturen und gleichzeitig hohen Ammoniumkonzentrationen gebildet werden. Zur Charakteristik von reduzierten Grundwasser-körpern zählt, neben dem möglichen Auftreten von Ammonium, nachweisbares Nitrit.

3.1.2.5.3 Nitrat

NO_3^- ist wie Nitrit ein Anion, es besitzt eine relative Molekülmasse von 62,0049 und entsteht in Folge der vollständigen Nitrifikation von Ammonium. Des Weiteren stellt Nitrat, sofern genügend Sauerstoff vorhanden ist, das Endprodukt aller Redoxprozesse bei denen Stickstoff beteiligt ist, dar (KÖLLE, 2010; S. 197, 198).

Nitratgehalte bis 10 $mg \cdot l^{-1}$ werden in Gewässern als natürlich angesehen, höhere Gehalte bis 20 $mg \cdot l^{-1}$ können bodenbedingt verursacht werden. Nitrat kann durch Pflanzen direkt aufgenommen werden und stellt häufig die Hauptstickstoffquelle dar. Durch verschieden anthropogene Eingriffe in den Stickstoffhaushalt, wie den Eintrag von häuslichen und industriellen Abwässern in das Ökosystem oder das Aufbringen von Düngemittel außerhalb der Vegetationsperiode kann es, vor allem in dicht besiedelten Gebieten sowie Gebieten mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung, zu einer erhöhten Nitrat Belastung der Umwelt kommen. In der Trinkwasserverordnung liegt der aktuelle Grenzwert für Nitrat bei 50 $mg \cdot l^{-1}$ (TWV, BGBl. II Nr.304/2001 idgF.; Chemischer Parameter), zusätzlich muss folgende Bedingung eingehalten werden:

$$[Nitrat] \cdot 50^{-1} + [Nitrit] \cdot 3^{-1} \leq 1 \qquad (3.22)$$

Die eckigen Klammern stehen für Konzentrationen in $mg \cdot l^{-1}$

Formel 22: Grenzwert für Nitrat und Nitrit lt. TWV, BGBl. II Nr.304/2001 idgF.; Chemischer Parameter

Physiologisch betrachtet kann die toxische Wirkung von Nitrat als ungefährlich eingestuft werden. Die akzeptierbare tägliche Aufnahme eines Menschen (0 – 3,7 $mg \cdot kg^{-1}$) wird in der

Regel (durchschnittliche Aufnahme: 68 mg Nitrat pro Tag) unterschritten. Problematisch ist allerding der Umstand, dass im menschlichen Organismus rund 5 bis 20 % der insgesamt pro Tag aufgenommenen Menge an Nitrat weiter zu Nitrit reduziert werden können (AMT DER OÖ LANDESREGIERUNG, 2011).

3.1.3 Physiologische Wirkung

Ammonium ist für den Menschen in geringen Mengen als nicht gefährlich einzustufen. Im menschlichen Körper verhält sich das Ammonium – Ion ähnlich wie das Kalium. Diese Eigenschaft ist auf die annähernd gleichen Ionenradien (Kalium: 2,66 Å; Ammonium 2,86 Å) zurückzuführen. Ammonium kann die Stelle des Kaliums einnehmen und mit einer ähnlichen Wirkung wie ein Nervengift, die Kontaktstellen zwischen Nerven und anderen Zellen (Synapsen) blockieren.

Problematisch ist allerdings der Umstand, dass vorhandenes Ammonium unter oxischen Bedingungen durch einen unvollständigen Oxidationsvorgang in Nitrit und in weiterer Folge in Nitrosamine umgewandelt werden kann. Nitrosamine sind organisch – chemische Verbindungen, die im menschlichen Körper karzinogen wirken können (Kölle, 2010; S. 208).

3.1.4 Lösungsansätze

Die Entfernung von Ammonium im Zuge der Wasseraufbereitung kann durch verschiedene Methoden realisiert werden. In der Trinkwasserwirtschaft kommt aufgrund der Vorgabe des österreichischen Lebensmittelbuches (Codex – Kap.: B1 Trinkwasser, idgF.) ausschließlich die biologische Oxidation für die Elimination von Ammonium in Frage. Die Oxidation von Ammonium mit Hilfe von Chlor (Knickpunktchlorung) oder Ozon hat sich aufgrund von entstehenden organischen Halogenverbindungen, einer möglichen Bildung von Nitrit bzw. zu hohen Aufwandes nicht durchgesetzt. Darüber hinaus dürfen Chlorungsverfahren ab einem Gehalt von 0,2 mg/l Ammonium, laut Trinkwasserverordnung (TWV, idgF., S. 10 von 18) nicht mehr angewendet werden. In den nachfolgenden Unterkapiteln wird auf die, bei der Pilotierung angewendeten Methoden (Nitrifikation, Ionenaustausch), näher eingegangen.

3.1.4.1 Nitrifikation

Die Oxidation von Ammonium im Zuge der Trinkwasseraufbereitung kann durch Begasung mit Sauerstoff oder biologisch wirksame Filter unter aeroben Bedingungen realisiert werden. In Abhängigkeit der Ammoniumbelastung können unterschiedlich ausgeführte Aufbereitungsverfahren zur Anwendung kommen. Bei überdurchschnittlich hohen Ammoniumbelastungen, werden zweistufige Filtrationsverfahren mit einer zwischengeschalteten Begasung von technischem Sauerstoff empfohlen. Mit Hilfe einer nachgeschalteten Desinfektionsanlage kann eine unter Umständen erforderliche, biologische Stabilität des Trinkwassers sichergestellt werden.

Der überwiegende Anteil der für den Ammoniumabbau verantwortlichen Mikroorganismen besiedelt die Oberflächen von belüfteten Trägermaterialien. Die nach dem Prinzip der Kontaktfiltration stattfindende Nitrifikation kann demzufolge durch einen hohen spezifischen Oberflächenanteil der eingesetzten Filtermedien begünstigt werden. Im Rahmen der biologischen Filtration werden häufig mechanisch widerstandsfähige Materialien, wie Quarzsand bzw. Quarzkies eingesetzt.

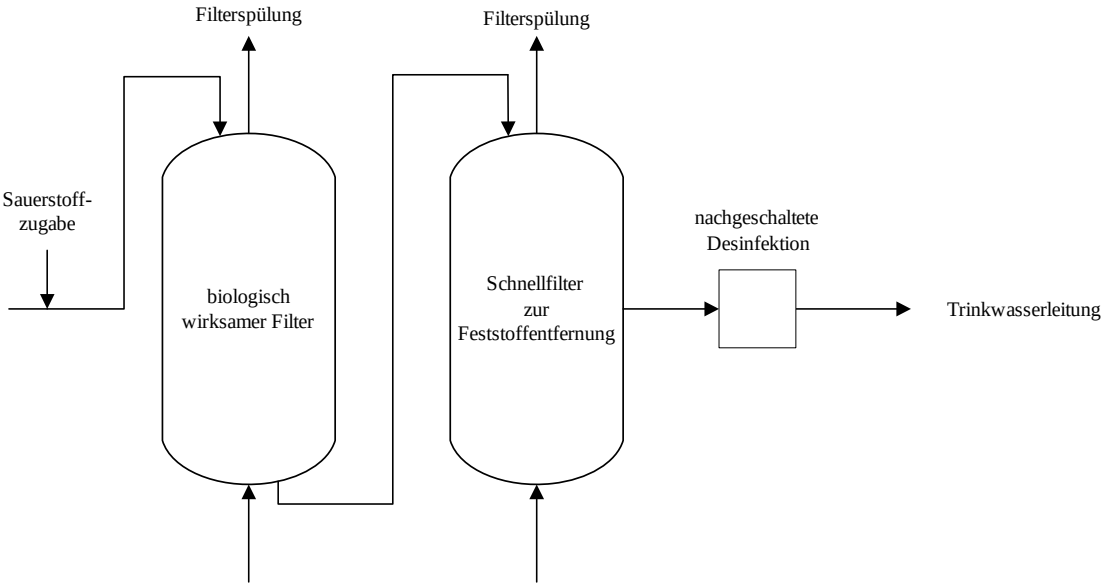


Abbildung 2: möglicher Aufbau einer Nitrifikationsanlage zur Entfernung von Ammonium

Die biochemischen Vorgänge im Verlauf der Nitrifikation sind in Kapitel „3.1.2.3 Aerobe Oxidation von Ammonium – Nitrifikation“ ausführlich beschrieben.

3.1.4.2 Filtration über Zeolith – Ionenaustausch

Nach dem österreichischen Lebensmittelbuch (Codex – Kap.: B1 Trinkwasser, idgF.) ist für die Entfernung von Ammonium ausschließlich die biologische Oxidation durch Nitrifikation zugelassen. Die Aufbereitungsmethode des Ionenaustauschs ist demnach ausschließlich bei der Entfernung von Nitrat und der Enthärtung anzuwenden.

Im Zuge der Pilotierung soll die Entfernung von Ammonium durch Filtration über Zeolith eine Alternative zur Nitrifikation darstellen und als Vergleich dienen.

3.1.4.2.1 Das Zeolithmineral

Der Zeolith (Abbildung 3) ist ein natürlich vorkommendes, kristallines, hydratisiertes, weltweit verbreitetes Alumosilikat, das in unterschiedlichen Sparten des Umweltingenieurwesens, der Landwirtschaft, der Medizin etc. zur Anwendung kommt.

Abbildung 3: Klinoptilolith; online im Internet: URL: http://zeolith.net/index.php (Abruf: 2.7.2013)

Zu den charakteristischen Merkmalen des Minerals zählen unter anderem ein ausgeprägtes Adsorptionsverhalten gegenüber Gasen, Dämpfen und gelösten Stoffen in Flüssigkeiten, eine hohe Kationenaustauschkapazität, eine katalytische Beeinflussung von chemischen Reaktionen und die Bindung von Feuchtigkeit innerhalb des Aluminosilikatgerüstes. Weiter Eigenschaften sind ein spezifisches Gewicht von 2,2 – 2,5 $g \cdot (cm^3)^{-1}$, eine Druckfestigkeit von 33 MPa und eine Porosität (Größe der Poren: ca. 0,4 nm) im Bereich zwischen 32 und 40 % (Kapitel 4.3.4.1). Die mikroporöse Gerüststruktur in Form eines Tetraeders besteht aus einem im Zentrum angeordneten Aluminium – oder Silicium – Atom und vier Sauerstoffatomen an den Eckpunkten. Die Größe der Ionenaustauschkapazität der Aluminium – oder Silicium – Kationen wird durch das negative Ladungspotential der Gerüststruktur, der Form und Größe der Ionen und der Ladung und Konzentration der externen Ionenlösung maßgeblich beeinflusst. Der Austausch wird durch im Wasser vorhandene ein oder zweiwertige Ionen kompensiert und erfolgt an den Schnittstellen zwischen den in der Gerüststruktur fix eingelagerten Ionen und den mit Wasserstoffbrücken verbundenen austauschbaren Ionen.

Die Summe an vorteilhaften Eigenschaften in Bezug auf umweltbezogene Technologien führte dazu, dass natürlich vorkommende Zeolithe in der letzten Zeit immer mehr an Bedeutung gewannen und vermehrt zur Anwendung kamen. In der Trink– und Abwasseraufbereitung wurde dabei der Fokus vermehrt auf die Entfernung von Schwermetallen und Ammonium gelegt (WANG & PENG, 2010).

3.1.4.2.2 Der Einsatz von Zeolith zur Entfernung von Ammonium

KURAMA et al. (2010) weist darauf hin, dass im Vergleich zur biologischen Nitrifikation, die im Verlauf durch mehrere Aspekte limitiert werden kann, die Entfernung von Ammonium durch Ionenaustausch unter Verwendung natürlicher Zeolithe eine konkurrenzfähige Alternative darstellt. Die Filtration über Zeolith ist wartungsarm und verursacht geringe Betriebskosten Des Weiteren ist die einwandfreie Funktionsfähigkeit bei der Anwesenheit von organischen Bestandteilen gegeben.

In Abhängigkeit der Zusammensetzung und Herkunft des Minerals unterscheidet man verschiedene Adsorptionsfähigkeiten von natürlichen Zeolithen gegenüber Ammonium. Beispielsweise weist Klinoptilolith aus Neuseeland eine Adsorptionsfähigkeit gegenüber Ammonium von 7,1 – 8,6 $mg \cdot g^{-1}$ (N.S. BOLAN et al., 2003) auf, Klinoptilolith aus der Ukraine hingegen von 6,6 – 21,5 $mg \cdot g^{-1}$(M. SPRYNSKYY et al., 2005). Nach WANG u. PENG (2010) variieren die Adsorptionsraten von natürlichen Zeolithen zwischen 2,7 und 30,6 $mg \cdot g^{-1}$.

WANG u. PENG (2010) deuteten darauf hin, dass die Adsorptionskapazität bestimmter Klinoptilolithe unter Umständen durch eine Behandlung mit einer natriumhaltigen Lösung weiter erhöht werden kann. Als Ursache dafür sind die hohe Affinität zwischen dem Natrium – und Ammonium – Kation und die günstigere Austauschfähigkeit des Natriumions gegen das Ammonium – Ion zu nennen. Die Stärke des Ionenbindungsvermögens von Zeolithen gegenüber Alkalimetallen, Erdalkalimetallen und Ammonium – Ionen ist unterschiedlich groß. Die Reihenfolge nach der die Bindung erfolgt, ist: $Rb^+ > K^+ > NH_4^+ > Ba^{2+} > Na^+ > Ca^{2+} > Li^+$. In der Lösung enthaltene Bestandteile, wie Schwermetalle oder organische Inhaltsstoffe können aufgrund der Beeinträchtigung der Adsorptionsfähigkeit gegebenenfalls die Ionenaustauschkapazität reduzieren. Die in regelmäßigen Abständen erforderliche Regeneration des Trägermaterials kann durch einen Ionenaustausch mit Natrium – oder Kalium – Ionen erfolgen. Eine alternative Regenerationsmethode stellt eine Wärmebehandlung dar, welche eine NH_3 – Ausgasung verursacht (WANG & PENG, 2010).

3.2 Organisch gebundener Gesamtkohlenstoff

Der TOC (*total organic carbon*) umfasst als Summenparameter der Trink und Abwasseranalytik den in einer Probe enthaltenen Gesamtanteil des Kohlenstoffs. Dazu zählen neben dem DOC (*dissolved organic carbon*), auch in kolloidaler oder suspendierter Form vorhandene Kohlenstoffverbindungen. Der organisch gebundene Gesamtkohlenstoff ist laut Trinkwasserverordnung (idgF.) ein Indikatorparameter ohne Grenzwert. Anormale Veränderungen der Konzentration sollten aber ausgeschlossen werden.

3.2.1 Gesamter (TOC) und gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) nach HAMMES et al. (2011)

Im Zuge der biologischen Wasseraufbereitung werden kohlenstoffhaltige, organisch abbaubare Substanzen (BOM) von heterotrophen Mikroorganismen als Energiequellen genutzt und zugleich zur Assimilation von Zellmasse herangezogen. Von derartigen organischen Verbindungen wird ein breites Spektrum an möglichen Erscheinungsformen (Aminosäuren, Polysacchariden, Proteinen, organische Säuren etc.) abgedeckt.

Rückschlüsse in Bezug auf den Kohlenstoffgehalt der einzelnen Verbindungen, lassen sich unter anderem durch die Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) treffen. Eine einfachere und genauere Darstellung des Gehalts an organischen Kohlenstoff ist durch die Ermittlung des DOC (*dissolved organic carbon*) und TOC (*total organic carbon*) möglich. Dafür stehen verschiedene Analysemethoden zur Verfügung. In der Trink– und Abwasseranalytik wird häufig die Verbrennungsmethode eingesetzt, bei der zunächst der anorganische Kohlenstoff, (TIC) aufgrund einer Ansäuerung in Form von Kohlenstoffdioxid ausgetrieben wird. In weiterer Folge wird die Probe bei Temperaturen von bis zu 1000 ° verbrannt Das dabei durch die Oxidation entstehende Kohlenstoffdioxid dient als Indikator für den organischen Kohlenstoffgehalt der Probe.

Zusätzlich besteht die Möglichkeit die DOC – Bestimmung durch verschiedene Fraktionierungsmethoden zu optimieren. Ein häufig angewendetes Verfahren ist die LC – OCD (*liquid chromatography organic carbon detection*) Methode. Bei diesem Verfahren wird organisch gelöster Kohlenstoff aufgrund von unterschiedlichen Ladungspotentialen, Unterschieden bezüglich des molekularen Gewichts und ungleichen hydrophoben Eigenschaften in vier bis fünf Klassen unterteilt. Anschließend wird der Kohlenstoffgehalt innerhalb jeder Klasse chromatografisch analysiert. Diese Methode besitzt ein breites Anwendungsspektrum mit dem sowohl der biologisch abbaubare als auch der schwer abbaubare Kohlenstoffgehalt in jeder Klasse strukturiert analysiert werden kann. Die Adsorption von organischen Substanzen an XAD – Harzen stellt eine Alternative zur LC – OCD Methode dar. Die Auftrennung von organischem Kohlenstoff in beispielsweise hydrophobe bzw. hydrophile Bestandteile ist dabei auf funktionelle Eigenschaften der Harze zurückzuführen.

Aufgrund der Vielfalt an im Trinkwasser vorkommenden, organischen Kohlenstoffverbindungen unterhalb der Wahrnehmungsgrenze in Konzentrationsbereichen von $< 1\ \mu g \cdot l^{-1}$ wird der Gesamtgehalt des Öfteren erheblich unterschätzt. Zudem kann nach derzeitigem Wissensstand eine chemische Unterscheidung von biologisch abbaubaren und schwer abbaubaren organischen Bestandteilen nicht eindeutig durchgeführt werden. In Bezug auf die Bestimmung ist die hohe Menge des im Wasser gelösten, widerstandsfähigen und zugleich schwer abbaubaren Kohlenstoffs (bis 90%) ein weiterer Nachteil. Mit Hilfe der Massenspektroskopie in Kombination mit detaillierteren Fingerprints verschiedener organischer Bestandteile könnte in Zukunft diese Problematik unter Umständen gelöst werden.

3.2.2 Assimilierbarer organischer Kohlenstoff (HAMMES et al., 2011)

Der AOC (*assimilable organic carbon*) ist jener Bestanteil des organischen Kohlenstoffs, welcher von Mikroorganismen durch Zellteilung relativ einfach in körpereigene Substanzen assimiliert werden kann. Dazu zählt eine breite Palette an niedermolekularen, organischen Kohlenstoffmolekülen wie Zucker, organische Säuren und Aminosäuren.

Durch die Wachstumsraten von bestimmten Bakterien kann der Gehalt an AOC einer Probe ermittelt werden. Dazu müssen im Voraus alle vorkommenden Bakterien durch eine entsprechende Desinfektion entfernt oder inaktiviert werden. Danach erfolgt eine Inokulation der Wasserprobe mit bestimmten Bakterienreinkulturen oder natürlichen Gemeinschaften. Die Wachstumsraten der angeimpften Bakterienkulturen sind solange zu beobachten, bis stationäre Bedingungen eintreten. Bis zu diesem Zeitpunkt ist der Großteil der assimilierbaren organischen Kohlenstoffverbindungen verbraucht worden. Der Gehalt an AOC kann anhand der Netto – Wachstumsrate der Mikroorganismen, welche als Indikator für die Berechnung herangezogen werden kann, bestimmt werden. Bei der Auswertung des AOC – Gehalts können aufgrund von unterschiedlichen Habitaten der Bakterien voneinander abweichende Ergebnisse auftreten. In Bezug auf komplex, biologisch abbaubare Bestandteile, besteht die Möglichkeit, dass im Freiraum schwebende Kulturen demnach anderer Wachstumsraten und Abbauleistungen aufweisen als vergleichbare Kulturen im Biofilm. Um eine aussagekräftige AOC Analyse durchführen zu können, sollte ein Gehalt von 5 – 10 $\mu g \cdot l^{-1}$ an assimilierbaren organischen Kohlenstoff nicht unterschritten werden.

3.2.3 Biologisch abbaubarer gelöster Kohlenstoff (HAMMES et al., 2011)

Der BDOC (*biodegradable dissolved organic carbon*) ist der Anteil des gelösten Kohlenstoffs, welcher aufgrund der Bakterien – Aktivitäten zersetzt und in weiterer Folge mineralisiert wird.

Eine Messmethode zur Ermittlung des biologisch abbaubaren Kohlenstoffs basiert darauf, dass eine Wasserprobe bei gegebener Temperatur mit Sand aus einem biologisch arbeitenden Filter versetzt wird und DOC – Messungen am Anfang und am Ende des Versuchs durchgeführt werden. Bis die Inkubationszeit in der Regel nach drei bis fünf Tagen erreicht ist, kommt es dabei zu einer Abnahme des DOC – Gehalts. Die Differenz zwischen dem Anfangsgehalt und dem minimal festgestellten Gehalt an DOC entspricht dem BDOC. Ab einem Mindestgehalt von 15 $\mu g \cdot l^{-1}$ ist ein Nachweis des biologisch abbaubaren Kohlenstoffs möglich, die Genauigkeit und Wahrnehmungsgrenzen werden dabei von der Sensitivität der DOC – Messung beeinflusst.

3.2.4 Lösungsansätze

Zur Entfernung von organisch gebundenem Gesamtkohlenstoff kommen in der österreichischen Trinkwasserwirtschaft mehrere Verfahren zur Anwendung. Dazu zählen die Flockung mit Sedimentation oder Flotation, die Adsorption an Aktivkohle, die Flockungsfiltration mit Adsorption an Aktivkohle oder Kieselgur, die Oxidation durch Ozon oder Wasserstoffperoxid oder Natriumperoxodisulfat, die verstärkte Oxidation, eine biologisch arbeitende Anlage, vor allem auch nach Oxidationsanlagen und verschiedene Membrantechnologien (Österreichisches Lebensmittelbuch, Codex – Kap.: B1 Trinkwasser, idgF.).

3.3 Mikrobiologische Stabilität

Nach der Trinkwasserrichtlinie der WHO (2006) muss das in Verkehr gebrachte Trinkwasser eine mikrobiologische Sicherheit und zusätzlich im Idealfall eine biologische Stabilität aufweisen. Unter der mikrobiologischen Stabilität des Trinkwassers versteht man, dass sich weder der Umfang der Bakterienzellen noch die Zusammensetzung der mikrobiologischen Gemeinschaften im Verlauf der Trinkwasserverteilung verändern.

In der Regel verfügt jede Trinkwasserversorgung über eine entsprechende Aufbereitung zur Aufrechterhaltung der einwandfreien Trinkwasserqualität und der Gewährleistung der mikrobiologischen Stabilität nach den geforderten Grundsätzen. Bezüglich der genauen Definition und Festlegung der Anforderungen an die mikrobiologische Stabilität gibt es jedoch ein Verbesserungspotential. So ist des Öfteren die Art und Weise, mit der die mikrobiologische Stabilität sichergestellt werden soll, nicht eindeutig geregelt. Infolgedessen sind im Laufe der Zeit unterschiedliche Möglichkeiten entstanden, welche die mikrobiologische Sicherheit des Trinkwassers gewährleisten. Ein Verfahren, das von mehreren Ländern praktiziert wird, um das mikrobiologische Wachstum im Verlauf der Trinkwasserverteilung zu hemmen, beruht auf der Beibehaltung einer bestimmten Restkonzentration an desinfizierenden Substanzen innerhalb der Trinkwasserverteilung (LECHEVALLIER et al., 1993). Eine weitere, oft angewendete Methode ist die Limitierung des für das Wachstum der Mikroorganismen notwendigen Nährsubstrats (HAMBSCH, 1999; HAMMES et al., 2010; VAN DER KOOIJ et al., 1999).

Im Zuge der Analyse und kontinuierlichen Überwachung der mikrobiologischen Stabilität in der Trinkwasserwirtschaft kommen verschieden Systeme zur Anwendung. Eine oft angewendete, konventionelle Methode ist die Bestimmung von heterotrophen Keimzahlen (HPC). Als Indikator für mikrobiologische Wachstumsbedingungen wird der Gehalt an assimilierbaren organischen Kohlenstoff (AOC) bzw. biologisch abbaubaren Kohlenstoff (BDOC) verwendet. Durch umfangreiche wissenschaftliche Studien wurde dieser indirekte Zusammenhang belegt und durch bestimmte Richtwerte definiert. Demnach kann, beispielsweise von einer biologischen Stabilität eines nicht desinfizierten Trinkwassers ausgegangen werden, wenn der AOC – Gehalt den Wert von $10\ \mu g \cdot l^{-1}$ (Van der Kooij, 2000) nicht überschreitet. Diese Behauptung sollte jedoch kritisch hinterfragt werden, da für die Quantifizierung ein Mindestgehalt von 10 – $50\ \mu g \cdot l^{-1}$ an AOC bzw. BDOC notwendig ist und geringere Werte in Zusammenhang mit mikrobiologischen Wachstum zu dieser Zeit noch nicht detaillierter, wissenschaftlich untersucht wurden. Aktuellen Studien zufolge (Hammes et al., 2010), resultiert der Verbrauch von $10\ \mu g \cdot l^{-1}$an organischem Kohlenstoff in einer Bildung von 10^4 – 10^5 Zellen pro ml.

Neben vorhersehbaren, berechenbaren Parametern, wie den AOC – und BDOC – Gehalt, gibt es eine Reihe von unvorhersehbaren Gegebenheiten mit unmittelbaren Auswirkungen auf die mikrobiologische Stabilität innerhalb einer Trinkwasserversorgung. Dazu zählen unter anderem das Rohrmaterial, Strömungsgeschwindigkeiten, Misch– bzw. Stagnationsbereiche, Temperaturschwankungen, mikrobiologische bzw. mineralische Ablagerungen etc.. Mit konventionellen, indirekten Analysemethoden ist eine Berücksichtigung derartiger Faktoren praktisch ausgeschlossen. Eine Lösung dieser Problematik kann dadurch erzielt werden, indem man mehrere Proben an verschiedenen Stellen eines Trinkwasserverteilungssystems entnimmt und die mikrobiologische Qualität der einzelnen Proben anhand entsprechender Methoden analysiert und vergleicht. Nach Van der Kooij (2003) sollte dabei ein mehrfach – parametrischer Ansatz zur Anwendung kommen, der als eine alternative, fortgeschrittene Analysemethode beispielsweise die Konzentration von Adenosintriphosphat misst oder direkt die Anzahl von mikrobiologischen Zellen mit Hilfe der Durchflusszytometrie (FCM) bestimmt. (Hammes et al. , 2010a; Laurent et al., 2005c; Van der Wielen und Van der Kooij, 2010; Vital et al., 2012).

Dieser Ansatz ermöglicht eine Beurteilung der quantitativen und qualitativen Veränderungen der Trinkwasserbeschaffenheit und bietet zugleich eine Möglichkeit die mikrobiologische Stabilität und Instabilität innerhalb einer Trinkwasserverteilung besser charakterisieren zu können (LAUTENSCHLAGER et al., 2013).

3.3.1 Analyse – Methoden

Nach der österreichischen Trinkwasserverordnung (idgF.) sind zu den mikrobiologischen Parametern KBE 22, KBE 37, Escherichia Coli – Bakterien, Enterokokken sowie Pseudomonas – aeruginosa zu zählen. Diese Parameter sind sowohl bei routinemäßigen und umfassenden Kontrollen, als auch bei Untersuchungen von kleinen Wasserversorgungsanlagen zu analysieren.

Bei der Beurteilung der mikrobiologischen Stabilität einer Trinkwasserversorgung kommen direkte und indirekte Methoden zur Anwendung. Indirekte Analysen orientieren sich am AOC – bzw. BDOC – Gehalt (Kapitel 3.2.2; Kapitel 3.2.3), der als Indikator bezüglich der mikrobiologischen Wachstumsraten herangezogen werden kann. Aufgrund der eingeschränkten Nachweisführung, ist diese Methode allerdings als eine Annäherung an den tatsächlichen Zustand zu verstehen. Vergleichbare Ergebnisse sind durch die Ermittlung von heterotrophen Keimzahlen zu erwarten. Eine präzisere sowie aussagekräftigere Beurteilung ist durch eine direkte Bestimmung der Gesamt – Zellzahl mit Hilfe von Durchflusszytometrie in Kombination mit der Analyse von Adenosintriphosphat möglich.

3.3.1.1 Bestimmung von heterotrophen Keimzahlen nach Lautenschlager et al. (2013)

Die Bestimmung von heterotrophen Keimzahlen (HPC) zur mikrobiologischen Beurteilung der Wasserqualität ist eine weltweit verbreitete, konservative Analysemethode.

In einer Petrischale wird dazu ein speziell vorgewärmtes, kohlenstoffhaltiges Nährmedium mit einem Milliliter einer Wasserprobe angeimpft. Die Inkubationszeit, während der die Temperatur konstant gehalten wird, beträgt sieben Tage. Danach werden verschiedene koloniebildende Einheiten (CFU) manuell erfasst.

Angesichts der Tatsache, dass das Nährmedium den natürlichen Verhältnissen oft nur unzureichend entspricht und der Nährstoffgehalt in den meisten Fällen überhöht ist, sollten noch weitere mikrobiologische Untersuchungen ergänzend durchgeführt werden.

3.3.1.2 Bestimmung des Gesamtgehalts an Zellen

HAMMES et al. (2008) beschreibt die Bestimmung des Gesamtgehalts an Bakterienzellen mit Hilfe eines Durchflusszytometers (FCM). Der Durchflusszytometer besteht aus einer volumetrischen Erfassung und einem Festkörperlasermodul, welches Strahlen in einem bestimmten Wellenlängenbereich emittiert. Um lebende Bakterienzellen im Zuge der Untersuchung nachweisbar machen zu können, werden mit Hilfe einer Lösung die Membranen der Zellen eingefärbt. Die von den belichteten Zellen in unterschiedlichen Wellenlängen-bereichen emittierten, optischen Signale werden von einem Detektor empfangen und ausgewertet. Die Menge des reflektierten Lichtes hängt dabei von mehreren Eigenschaften der Bakterienzelle ab und wird letztendlich mit verschiedenen Farben veranschaulicht. Anhand der farblichen Darstellung können quantitative und artbezogene Rückschlüsse in Bezug auf die mikrobiologischen Gemeinschaften gezogen werden.

3.3.1.3 Adenosintriphosphat

Eine schnelle und zuverlässige Methode zur Beurteilung der mikrobiologischen Stabilität ist die Analyse von Adenosintriphosphat (ATP). Im Verlauf des Stoffwechsels wird ATP von Mikroorganismen als primäre Energiequelle verwendet. Aufgrund dieser Tatsache kann der Gehalt an ATP zur Quantifizierung der aktiven Biomasse herangezogen werden (VELTEN et al., 2007). Die Bestimmung von ATP erfordert ca. fünf Minuten pro Probe und hat zusätzlich den Vorteil, dass die dafür notwendige Ausrüstung zum einem leicht zu handhaben ist und zum anderen einen gewissen Kostenrahmen nicht überschreitet (HAMMES et al., 2008).

Im Zuge der Ermittlung des zellgebundenen ATP – Gehalts wird nach LAUTENSCHLAGER et al. (2013) eine Wasserprobe (500 µl) und ein ATP – Reagenz (50 µl) in sterilen Mikroreaktions-gefäßen (*Eppendorf tubes*) gleichzeitig auf 38 ° erwärmt. Im Anschluss werden die Probe und das Reagenz vermischt. Nach einer Reaktionszeit von 20 Sekunden und einer Temperatur von 38 ° wird die Lumineszenz in relativen Licht – Einheiten bestimmt. Aus einer mit bekannten ATP – Standardwerten kalibrierten Kurve, wird im Anschluss der Gehalt an zellgebundenem ATP abgeleitet. Indem man die Wasserprobe über einen sterilen Spritzenfilter mit einer Porenweite von 0,1 µm filtriert und mit dem Filtrat den zuletzt beschriebenen Vorgang wiederholt, kann das frei vorhandene ATP gemessen werden.

3.3.2 Lösungsansätze

Die mikrobiologischen Anforderungen an das Trinkwasser sind im österreichischen Lebensmittelbuch, Codex – Kap.: B1 Trinkwasser (idgF.) geregelt und demnach erfüllt, wenn die angeführten bakteriologischen Parameter eingehalten werden. Die Trinkwasseraufbereitung in mikrobiologischer Sicht ist die Desinfektion. Durch die Desinfektion werden jene Mikroorganismen irreversibel inaktiviert, welche durch den Verzehr Erkrankungen verursachen können. Aufgrund des Desinfektionsverfahrens muss eine Reduktion derartiger Krankheits-erreger (pathogener Mikroorganismen) von mindestens 4 – log Stufen zu erwarten sein. Für die Desinfektion von Trinkwasser sind laut dem Österreichischen Lebensmittelbuch (idgF.) mehrere Verfahren zugelassen. Dazu zählen die Chlorung mit Chlorgas oder Natrium–, Kalium–, Calcium– oder Magnesiumhypochlorit, die Behandlung mit Chlordioxid, die Ozonung oder UV – Bestrahlung. Im Folgenden werden die Behandlung mit Chlordioxid und die UV – Bestrahlung näher erläutert.

3.3.2.1 Behandlung mit Chlordioxid (DVGW W 224)

Die Verwendung von Chlordioxid ist ausschließlich für die Trinkwasserdesinfektion zugelassen, eine Oxidation von Wasserinhaltsstoffen ist laut Trinkwasserverordnung (idgF.) nicht gestattet. Mit Hilfe von Chlordioxid werden die im Wasser lebenden Mikroorganismen sowie bakterielle und virale Krankheitserreger abgetötet bzw. inaktiviert. Als Ursache der Desinfektion, tritt die zerstörende Wirkung der Oxidantien gegenüber der Membran und Enzyme der Zelle in Erscheinung. Voraussetzung für die Funktionsfähigkeit der Chlordioxidbehandlung ist ein von Partikeln, Trübstoffen und Aggregaten weitgehend vorgereinigtes Wasser.

Die Zugabe von Chlordioxid im Zuge der Desinfektion beträgt mindestens 0,2 mg $\cdot$ l^{-1}, maximal dürfen 0,4 mg $\cdot$ l^{-1} zu dosiert werden. Nach der Mindestreaktionszeit von 15 Minuten ist darüber hinaus eine Mindestkonzentration von 0,05 mg $\cdot$ l^{-1} ClO_2 im aufbereiteten Wasser nachzuweisen. Das bei der Desinfektion entstehende Chlorit, darf bei der Abgabe des aufbereiteten Wassers an Verbraucher den Wert von 0,2 mg $\cdot$ l^{-1} nicht überschreiten (Österreichisches Lebensmittelbuch, Codex – Kap.: B1 Trinkwasser, idgF.).

3.3.2.1.1 Eigenschaften und Verlauf der Desinfektion

Das orangegelbe, stechend nach Chlor riechende Chlordioxidgas ist schwerer als Luft und kondensiert unterhalb von 10° zu einer dunkelroten Flüssigkeit. Chlordioxid ist nicht stabil und neigt bei Erwärmung sowie unter Druck und bei UV – Bestrahlung zum explosionsartigen Zerfall. Ab einem Gehalt von 300 g · m^{-3} ist gasförmiges Chlordioxid explosiv. Durch die Reaktion mit Wasser hydrolysiert Chlordioxid unter Bildung von Chlorit (ClO_2^-) und Chlorat (ClO_3^-).

$$2ClO_2 + H_2O \rightarrow ClO_2^- + ClO_3^- + 2H^+ \qquad (3.23)$$

Formel 23: Zerfall von ClO_2 unter Bildung von ClO_2^- und ClO_3^- (DVGW Regelwerk W 224, 2010; S. 9)

In saurer Lösung reagiert das Chlorit weiter zu Chlordioxid, Chlorid (Cl^-) und Chlorat.

$$4ClO_2^- + 2H^+ \rightarrow 2ClO_2 + Cl^- + ClO_3^- + H_2O \qquad (3.24)$$

Formel 24: Zerfall von ClO_2^- unter Bildung von ClO_2, Cl^- und ClO_3^-(DVGW Regelwerk W 224, 2010; S. 9)

Aus dem Chlordioxid entstehen schließlich in weiterer Folge, als Endprodukte Chlorat und Chlorid.

$$6ClO_2 + 3H_2O \rightarrow 5ClO_3^- + Cl^- + 6H^+ \qquad (3.25)$$

Formel 25: Zerfall von ClO_2 unter Bildung von Cl^- und ClO_3^-(DVGW Regelwerk W 224, 2010; S. 9)

In Abhängigkeit des pH – Werts und der Konzentration der Chlordioxidlösung erfolgt der Abbau von ClO_2. Mit zunehmenden pH – Wert steigt die Reaktionsgeschwindigkeit von Formel 23, mit sinkenden pH – Wert, die von Formel 24. Aufgrund des rapiden Zerfalls bei hohen Chlordioxidkonzentrationen werden Chlordioxidlösungen unmittelbar nach der Herstellung auf 2 – 3 g · l^{-1} verdünnt oder ohne Zwischenlagerung dem zu behandelnden Wasser sofort dazu dosiert. Bei Reaktionen mit anorganischen und organischen Wasserinhaltsstoffen, kommt es zur Bildung von Chlorit und biologisch leicht abbaubarer Reaktionsprodukte. Reaktionen von Chlordioxid mit Ammonium können ausgeschlossen werden.

3.3.2.1.2 Handhabung der Chemikalie

Chlordioxid und die für die Herstellung von Chlordioxid benötigten Chemikalien sind aufgrund ihrer Gefährlichkeit als Gefahrstoffe einzuordnen und dementsprechend zu handhaben. Die Chemikalie ist angesichts ihrer nicht ungefährlichen Eigenschaften in der Wasseraufbereitung vor Ort herzustellen. Nicht erlaubt ist ein Transport oder eine Lagerung der Chemikalie in konzentrierter Form. Die zur Herstellung von Chlordioxid in Frage kommenden Chemikalien setzen sich in der Regel aus zwei Komponenten zusammen. Mehrfach eingesetzt werden Chlorit – Säure Verfahren, aus denen sich in weiterer Folge Chlordioxid bildet. In der Trinkwasseraufbereitung ist darauf zu achten, dass die Sicherheitsanforderungen im Verlauf der Desinfektion eingehalten werden und zugleich kontinuierlich überwacht werden können. Der Gehalt an Chlordioxid, Chlorit und Chlorat sind in regelmäßigen Abständen zu überprüfen und zu dokumentieren.

3.3.2.2 UV – Bestrahlung (ÖNORM M 5873 – 1; DVGW W 294 – 1)

Im Gegensatz zur Chlordioxidbehandlung, beruht das Funktionsprinzip der UV – Bestrahlung auf der Zerstörung des Erbgutes (DNS bzw. RNS) und der daraus resultierenden Vermehrungsunfähigkeit der Mikroorganismen (DVGW, 2006). Um eine entsprechende Desinfektionswirkung gewährleisten zu können, ist, vergleichbar mit der Chlordioxid – Desinfektion, ein von Trübstoffen und mikrobiellen Verunreinigungen weitgehend vorgereinigtes Wasser Grundvoraussetzung.

Die UV – Strahlung wird in elektrischen Gasentladungslampen (UV – Strahlern) von Lichtbögen erzeugt und besitzt ihre schädigende Wirkung in Bezug auf das Erbgut im Wellenlängenbereich zwischen 240 und 290 nm. In diesem Bereich befindet sich das Absorptionsmaximum der Nukleinsäure, welche als Träger der Erbinformationen angesehen werden kann. Die Denaturierung der Nukleinsäure wird durch eine fotochemische Reaktion verursacht und führt in weiterer Folge zur Verhinderung der Reproduktionsfähigkeit (ÖNORM M 5873 – 1, 2001).

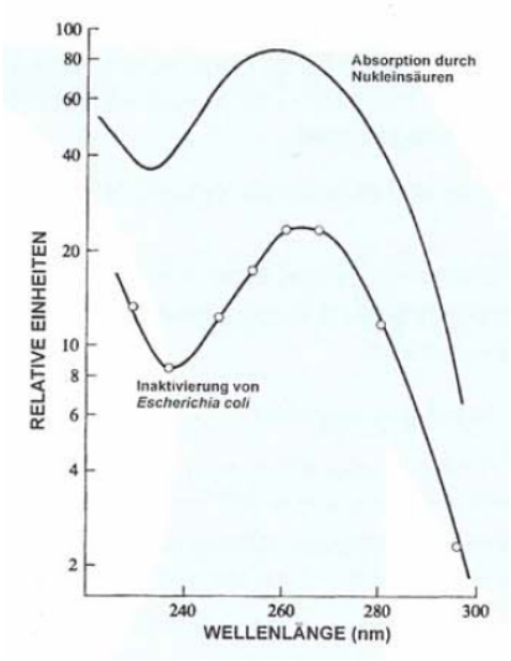


Abbildung 4: Absorptionskurve der Nukleinsäure und Verlauf der Inaktivierung von Escherichia Coli (ÖNORM M 5873 – 1; 2001)

In Abhängigkeit der elektrischen Leistungsaufnahme, der Betriebstemperatur und der abzugebenden Strahlung unterscheidet man Hg – Niederdruckstrahler (NDS), Hochleistungs – Niederdruckstrahler (H – NDS, Amalgamlampen) und Hg – Mitteldruckstrahler (MDS) voneinander (DVGW, 2006).

Nach der Vorgabe der ÖNORM M 5873 – 1 (2001) muss während der Desinfektion durch die UV – Bestrahlung eine Reduktionsäquivalente Fluenz von mindestens 400 $J \cdot m^{-2}$ bezogen auf eine Wellenlänge von 253,7 nm angewandt werden. Daneben müssen bestimmte Betriebsparameter permanent eingehalten werden, dazu zählen die Mindest – Referenzbestrahlungsstärke, der Wasserdurchfluss und die UV – Durchlässigkeit des Wassers (253,7 nm, 100 mm Schichtdicke). Werden die Mindest – Referenzbestrahlungsstärke oder die UV – Durchlässigkeit unterschritten, muss sichergestellt werden, dass kein nicht sicheres Trinkwasser an die Abnehmer bzw. Verbraucher abgegeben wird (Österreichisches Lebensmittelbuch, Codex – Kap.: B1 Trinkwasser, idgF.).

Aufbau einer UV – Desinfektionsanlage

In der vom Wasser durchflossenen Bestrahlungskammer wird das UV – Licht durch spezielle Strahler, welche sich in Hüllrohren aus Quarzglas befinden, erzeugt. Über hochspannungsgesicherte Kabel erfolgt die Stromversorgung und Zündung der Anlage, darüber hinaus kann damit die Elektrik permanent überwacht werden. Eine Überprüfung und Steuerung des laufenden Betriebs ist über eine Anzeigevorrichtung mit integriertem Monitor möglich. Als Materialien der Bestrahlungskammer sind korrosionsfeste und UV – strahlungsbeständige Werkstoffe zu verwenden. Am Zu– und Ablauf sind abflammbare Probenentnahmehähne anzuordnen. Darüber hinaus sollten eine chemische oder mechanische Reinigung sowie eine umfangreiche Spülung der Bestrahlungskammer möglich sein (ÖNORM M 5873 – 1, 2001).

Aufgrund von einer sich unter Umständen verändernden UV – Absorptionsfähigkeit des Wassers und einer durch Abnützungserscheinungen verursachten, abnehmenden Bestrahlungsstärke wird das UV – Licht einer ständigen Überwachung durch Sensoren unterzogen. Bei der Auswahl des Sensors ist darauf zu achten, dass der für das UV – Gerät zugelassene Sensor verwendet wird. In der Trinkwasserdesinfektion werden Sensoren mit einem Messfeldwinkel von 40 ° oder 160 ° eingesetzt, gemessen wird die mikrobizide Bestrahlungsstärke. Der repräsentative Ausschnitt, welcher vom Sensor überwacht wird, ist durch die Position und Ausrichtung des Messfensters in Abhängigkeit der Überwachungsanforderungen festzulegen.

Kriterien zur Auswahl und Bemessung von UV–Desinfektionsgeräten

Die Auswahl und die Bemessung von UV – Desinfektionsgeräten sind auf die jeweiligen Gegebenheiten vor Ort abzustimmen. Auswahlkriterien von UV – Desinfektionsgeräten orientieren sich demnach an einzelnen Parametern der Wasserbeschaffenheit. Um eine aussagekräftige Darstellung des zu desinfizierenden Wassers gewährleisten zu können, sollten in regelmäßigen Abständen, zumindest einmal pro Woche über einen Zeitraum von einem Jahr, bestimmte Analysen durchgeführt werden. Zu analysieren sind dabei der spektrale Schwächungskoeffizient bei 254 nm (unfiltrierte Probe) und der spektrale Absorptionskoeffizient bei 254 nm (filtrierte Probe), die Trübung und der Gehalt an Eisen und Mangan.

Tabelle 9: Auswahlkriterien von UV – Desinfektionsanlagen, (DVGW, 2006);

Physikalische Parameter	Anhaltswert
SAK – 254	$\leq 10 \cdot m^{-1}$
SSK – 254	$\leq 15 \cdot m^{-1}$
Trübung	≤ 0,3 FNU
Chemische Parameter	**Anhaltswert**
Eisen	$\leq 50\ \mu g \cdot l^{-1}$
Mangan	$\leq 10\ \mu g \cdot l^{-1}$
Calcitabscheidekapazität nach DIN 38404 – 10 bei Betriebstemperatur	$\leq 10\ mg \cdot l^{-1}\ CaCO_3$

Bei der Bemessung von UV – Desinfektionsgeräten sind zusätzlich noch der Durchfluss, der Druckverlust, die Einbausituation, die minimale auftretende UV – Durchlässigkeit des aufzubereitenden Wassers und der Wassertemperaturbereich zu berücksichtigen. Diese vorgegebenen Parameter müssen durch die eingesetzte UV – Desinfektionsanlage erfüllt werden (ÖNORM M 5873 – 1, 2001).

In Bezug auf die Art des Desinfektionsbetriebs weisen Mitteldruckstrahler im Vergleich zu Niederdruckstrahlern größere Druckverluste, eine kompaktere Bauform und eine, durch die längere Aufenthaltszeit bedingte bessere Desinfektionsleistung auf. Bei Durchflüssen unter 100 m^3 pro Stunde sind aufgrund der geringeren spezifischen UV – Emissionsleistung Niederdruckstrahler zu bevorzugen.

4. Fallstudie Wasseraufbereitung Wendling

4.1 Gemeinde Wendling

Die Gemeinde Wendling liegt im Bezirk Grieskirchen, in der Region des oberösterreichischen Hausruckviertels. 15 km östlich befindet sich die Bezirkshauptstadt Grieskirchen, Ried im Innkreis ist rund 17 km in westlicher Richtung entfernt. Zu den Nachbargemeinden zählen Rottenbach, Hofkirchen an der Trattnach, Taufkirchen an der Trattnach, Kallham und die Gemeinden Pram und Dorf an der Pram, welche sich beide im Bezirk Schärding befinden. Die Seehöhe des 12,88 km² umfassenden Gemeindegebiets variiert zwischen 390 und 490 m (ü. A.). Mit 31. Dezember waren in der Gemeinde 814 Hauptwohnsitze und 32 Nebenwohnsitze gemeldet. (GEMEINDE WENDLING; Informationen zur Gemeinde; online im Internet: URL: http://www.wendling.ooe.gv.at/system/web/fakten.aspx?menuonr=220913315; Abruf: 31.5.2013).

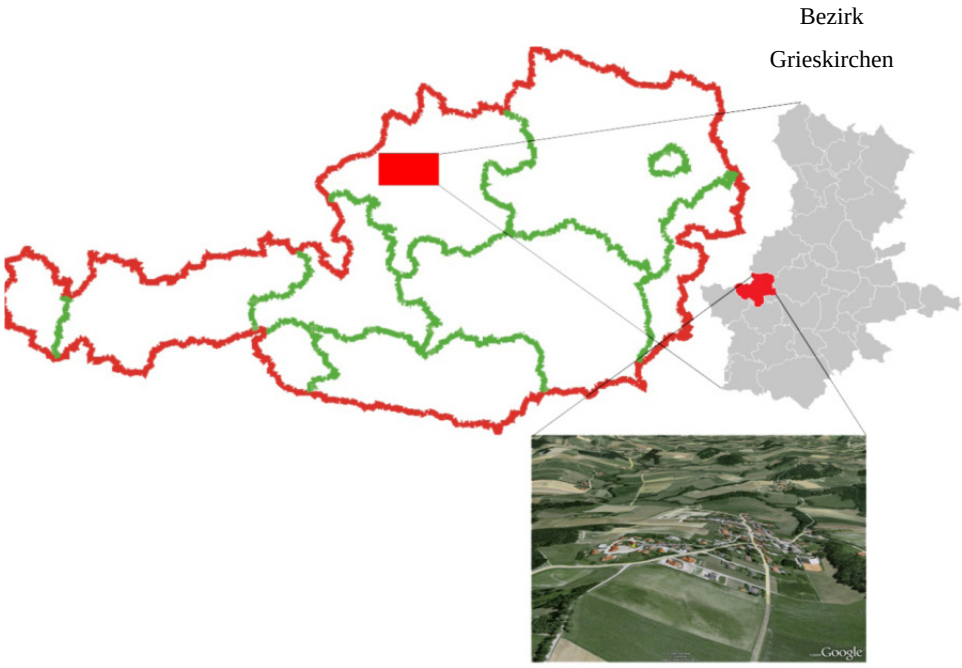


Abbildung 5: Gemeinde Wendling (ABLASSER & ZEROBIN, 2011)

4.1.1 Hydrogeologische Situation

Wie schon in ABLASSER u. ZEROBIN (2011) ausgeführt wird das Trinkwasser der Gemeinde Wendling aus den Tertiär– bzw. Quartärsanden der oberösterreichischen Molassezone entnommen. Der Tiefengrundwasserkörper ist gekennzeichnet durch lokale, nicht zusammenhängende, mit Schlierkörpern verzahnter Schichtglieder mit unterschiedlichen Durchlässigkeiten. Die häufig vorkommenden artesisch gespannten Aquifer können unter Umständen Grundwasserverweilzeiten von mehreren tausend Jahren aufweisen. Zu den relevanten, wasserführenden Schichten im Raum Wendling zählen die Linzer Sande, die Phosphoritsande, die Fossilreichen Grobsande, die Atzbacher Sande, die Kletzenmarkter Sande, die Treubacher Sande sowie die Mehrnbacher Sande (HEISS et al. 2003). Durch die variable Lagerung der Sandschichten und der Verzahnung mit den Schliervorkommen können innerhalb einer Formation verschiedene Grundwasserleiter auftreten. Wegen der langsam stattfindenden Grundwasserneubildung ist eine Erschöpfung der Tiefengrundwasserressource in Betracht zu ziehen.

4.1.2 Problematik der Trinkwasserbeschaffenheit

Das geförderte Tiefengrundwasser (Bohrbrunnen: ca. 230 m) der Gemeinde Wendling weist eine erhöhte, geogenbedingte Ammoniumbelastung auf. Aufgrund der Zwischenspeicherung im Hochbehälter (zwei Speicherkammern mit je 30 m³) kommt das Tiefengrundwasser in Kontakt mit Sauerstoff. Dieser Umstand führt zu einer Aktivierung der Nitrifikation und einer daraus resultierenden Bildung von Nitrit mit kontinuierlichen Überschreitungen des einzuhaltenden Grenzwertes (max. 0,1 mg $NO_2 \cdot l^{-1}$; lt. Trinkwasserverordnung, idgF.). Zudem wird durch diesen Vorgang das Wachstum von Mikroorganismen begünstigt, in weiterer Folge kann die mikrobiologische Stabilität des Trinkwassers nicht gewährleistet werden.

Als provisorische Übergangslösung wurde die Trinkwasseroberfläche im Hochbehälter mit Polyethylen – Platten abgedeckt. Dadurch konnte der Eintrag von Sauerstoff über die Wasseroberfläche reduziert sowie der entsprechende Grenzwert von Nitrit in der Regel eingehalten werden.

4.1.3 Charakteristik der Trinkwasserversorgungsanlage

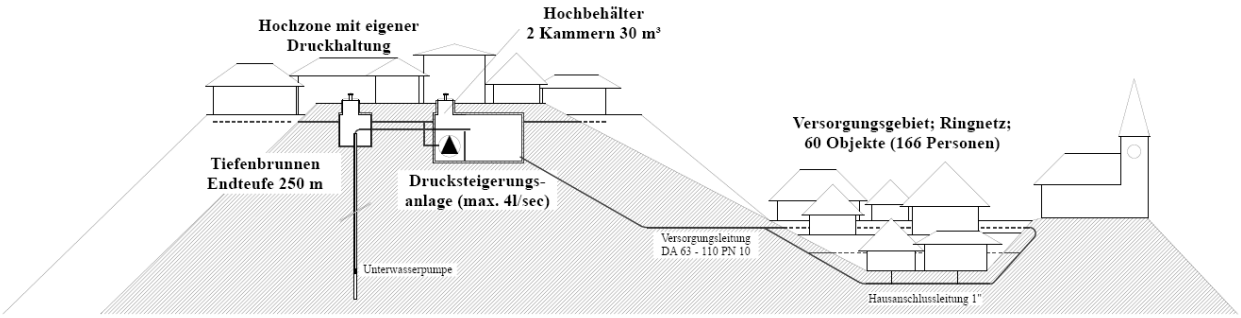


Abbildung 6: schematische Darstellung der WV Wendling

An der kommunalen Trinkwasserversorgungsanlage in Wendling sind 60 Objekte für insgesamt 166 Personen angeschlossen. Zu den Hauptbestandteilen der Trinkwassergewinnungs– sowie Trinkwasserabgabeeinrichtung zählen ein auf 250 m Tiefe abgeteufter Vertikalfilterbrunnen, ein Hochbehälter und eine Drucksteigerungsanlage, welche eine Abgabeleistung von $4{,}0\ l \cdot sec^{-1}$ sicherstellt. Die Trinkwasserversorgung des Gemeindegebiets ist in eine Hochzone, die mittels der Drucksteigerungsanlage beschickt wird und ein Niederzone unterteilt.

Um den steigenden Trinkwasserbedarf auch in Zukunft dauerhaft gewährleisten zu können, ist ein Ausbau der Drucksteigerung auf eine Leistung von $7{,}8\ l \cdot sec^{-1}$ angedacht. Durch den Tiefenbrunnen dürfen pro Tag maximal 56 m³ an Wasser gefördert werden, die höchst zulässige Spitzenentnahme beträgt $1{,}5\ l \cdot sec^{-1}$. Das 60 m³ umfassende Speichervolumen des Hochbehälters ist in zwei gleich große Kammern aufgeteilt, von denen nur eine ständig mit ca. 27 m³ Wasser gefüllt ist. Der derzeit täglich stattfindende Wasserverbrauch schwankt zwischen 16 und 20 m³. Im Zeitraum von Oktober 2011 bis Ende September 2012 wurden in Summe 7 400 m³ Wasser durch den Brunnen gefördert und in weiterer Folge an die Bevölkerung abgegeben. (Quelle: Johann Perndorfer, Amtsleiter Gemeinde Wendling; e – mail, 25.10.2012)

In der Regel wird die Trinkwasserbeschaffenheit der Gemeinde Wendling einmal pro Jahr sowohl durch eine routinemäßige als auch durch eine umfassende Kontrolle überprüft. Die Prüfberichte der Trinkwasseruntersuchungen von 2010, 2011, 2012 und 2013 sind in Tabelle 10 zusammen gefasst.

Tabelle 10: Zusammengefasster Prüfbericht der Wasserversorgung Wendling (2010, 2011, 2012, 2013); Entnahmestelle: Auslauf WC Gemeindeamt (Institut für Trinkwasseruntersuchung; Halabi & Zwingler OG; Akkreditierte Prüf– und Überwachungsstelle)

Parameter	Einheit	Grenzwert/ Richtwert.	Messwert 6.5.2013	Messwert 3.4.2012	Messwert 7.2.2011	Messwert 9.2.2010
Aussehen			neutral	neutral	neutral	neutral
Geruch			keiner	keiner	keiner	keiner
Geschmack			neutral	neutral	neutral	neutral
Temperatur	°C		12,4	9,8	6,3	5,3
Lufttemperatur	°C		18,0	10,0	0,00	-3,0
KBE bei 22°	Zahl/ml	100 KBE	29	2	94	8
KBE bei 37°	Zahl/ml	20 KBE	4	0	13	0
Escherichia Coli	in 100 ml	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	0	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
coliforme Bakterien	in 100 ml	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	0	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
Enterokokken	in 100 ml	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	0	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
Wasserstoffionenkonz.	pH	6,5-9,5	8,5	8,65	8,44	8,43
Elektrische Leitfähigkeit bei 20°C	µS/cm	2 500	361	322	373	348
Säurekapazität bis pH 4,3	mmol/l	-	3,74	3,72	3,79	3,64
Gesamthärte (Wasserhärte)	°dH	-	1,57	1,25	1,14	1,13
Carbonathärte	°dH	-	1,57	1,25	1,14	1,13
Hydrogencarbonat	mg/l	-	228	227	231	222
Oxidierbarkeit Permanganatindex O2	mg/l	5	0,35	0,22	0,22	0,19
Ammonium	mg/l	0,5	4,1	4,0	5,5	5,0
Nitrit	mg/l	0,1	0,0164	0,0140	0,0170	0,0120
Nitrat	mg/l	50	< 1	< 1	< 1	< 0,5
Natrium	mg/l	200	73	71	72	70
Kalium	mg/l	50	2,2	2,3	2,1	2,3
Magnesium	mg/l	150	2,3	1,75	1,76	1,24
Calcium	mg/l	400	7,5	6,1	5,2	6,0
Eisen	mg/l	0,2	< 0,05	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Mangan	mg/l	0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Chlorid	mg/l	200	< 1	< 1	< 1	0,62
Sulfat	mg/l	250	4,6	3,2	3,5	3,9

4.2 Begleitende Untersuchung im Labormaßstab

Um zusätzliche Ergebnisse bezüglich des Abbaus von Ammonium zu bekommen, wird parallel zur Pilotierung ein kleintechnischer Vorversuch (Abbildung 7) im SIG – Technikum durchgeführt. Neben ersten orientierenden Erkenntnissen soll vor allem der praktische Bezug zu der Thematik der Nitrifikation im Vorfeld der Pilotierung hergestellt werden. Im Zuge des Versuchs sollen unterschiedliche Filtermedien hinsichtlich des Ammonium – Abbaus in Abhängigkeit der Filtergeschwindigkeit verglichen werden. Ein Hauptaugenmerk soll auf die Bildung der biologisch aktiven Biomasse, welche die Umsatzleistung maßgeblich beeinflusst, gerichtet werden.

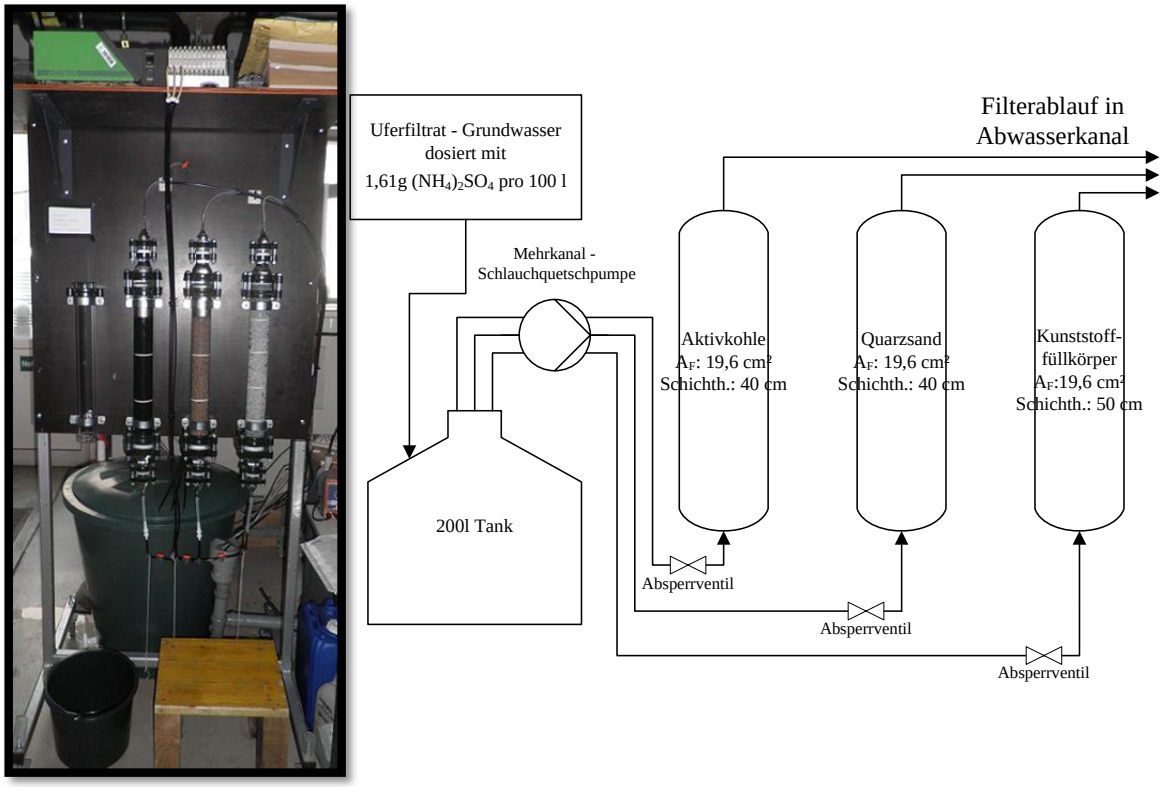


Abbildung 7: Versuchsanlage mit Prinzipskizze

4.2.1 Filtermedien

Im Zuge der Versuchsdurchführung werden drei Filtersäulen (DN 50), welche mit unterschiedlichen Filtermedien gefüllte sind, kontinuierlich mit Ammonium – haltigen Wasser beschickt. Die verwendeten Materialien sind Aktivkohle, Quarzsand und speziell geformte Kunststofffüllkörper. Der Einsatz von Aktivkohle in der Wasseraufbereitung ist durch die porösen Eigenschaften und der damit verbundenen großen inneren Oberfläche von 600 – 1500 $m^2 \cdot g^{-1}$ begünstigt. Dadurch können sowohl die Adsorptionswirkung als auch die Wachstumsbedingungen für Mikroorganismen optimiert werden. Das in die Filtersäule eingebrachte Aktivkohlegranulat in der Größenordnung zwischen 0,5 und 3 mm weist eine Dichte von 0,6 – 0,7 $g \cdot (cm^3)^{-1}$ auf. Der verwendete Quarzsand ist im Vergleich zur Aktivkohle weniger porös, aber dafür Abrieb beständiger. Die Korngröße des verwendeten Sandes liegt zwischen 1 und 2 mm, die Dichte beträgt rund 2,65 $g \cdot cm^3$. Das dritte zur Anwendung kommende Filtermedium besteht aus Hacketten – Kunststofffüllkörpern. Im Gegensatz zur Filtration über Aktivkohle und Quarzsand ist diese Art der Wasseraufbereitung eine neuartigere Methode. Die Geometrie der Füllkörper ist gekennzeichnet durch Stege, Lamellen und Durchbrüche. Diese Geometrie begünstigt die Umspülung der mit Mikroorganismen benetzten

Oberflächen mit aufzubereitendem Wasser. Durch diese Eigenheiten kann des Weiteren ein geringerer Filterwiderstand im Vergleich zur Aktivkohle und dem Quarzsand erreicht werden. Die Dichte der verwendeten Hacketten beträgt 0,1 g · $(cm^3)^{-1}$, die spezifische Oberfläche ist mit 279 m^2 · $(m^3)^{-1}$ beziffert. Pro Kubikmeter können insgesamt 79 800 Füllkörper untergebracht werden Die Hacketten werden aufgrund der Größe im Verhältnis zum Volumen und dem damit verbundenen Hohlraumanteil der Filtersäule gedrittelt eingebracht.

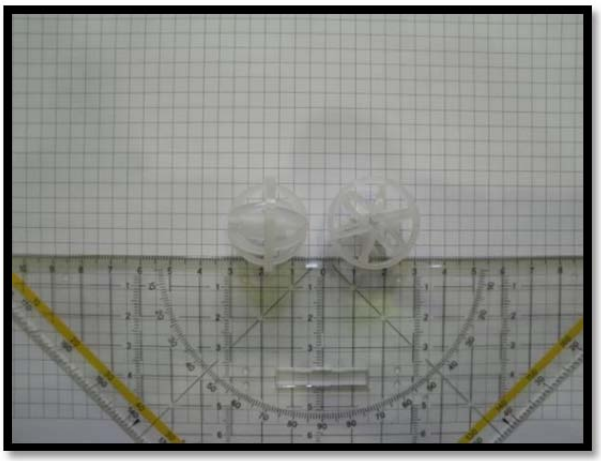


Abbildung 8: Hacketten Füllkörper

Die Schichthöhe der Quarzsand und Aktivkohlefiltersäule beträgt rund 40 cm, die der Kunststofffüllkörpersäule 50 cm.

Abbildung 9: Filtermedien 1: Aktivkohle; 2: Quarzsand; 3: Kunststofffüllkörper

4.2.2 Versuchsdurchführung

Als Druckerhöhungsanlage wird eine Watson – Marlow Mehrkanalschlauchquetschpumpe, bei welcher die Förderraten manuell eingestellt werden können benutzt. In die Schlauchkassetten der Mehrkanalpumpe werden Marprene – Schläuche mit einem Innendurchmesser von 2,79 mm eingesetzt.

Zu Beginn des Versuchsbetriebs (3 – 4 Wochen) beträgt der regulierte Durchfluss in den Filtersäulen einen Liter pro Stunde (entspricht 115 Umdrehungen pro Minute des Pumpenkopfes). Diese Größe entspricht einer Aufenthaltszeit von einer Stunde und einer Filtergeschwindigkeit von 0,4 – 0,5 m pro Stunde. Nach der Einfahrphase des Filterbetriebs und konstant nachweisbaren Abbauraten wird der Durchfluss schrittweise auf zwei Liter pro Stunde erhöht, sodass eine Filtergeschwindigkeit von annähernd vier Meter pro Stunde erreicht werden kann. Das Uferfiltrat – Grundwasser des SIG – Technikums wird während der Versuchs-

durchführung als Rohwasser verwendet. Um eine entsprechende Ammonium-konzentration im Rohwasser des Vorversuchs gewährleisten zu können, wird ein bestimmter Gehalt an Ammoniumreinstsulfat ($(NH_4)_2SO_4$) dem Rohwasser beigemengt. Ein im Zuge der Pilotierung ermittelter Ammonium Stickstoffgehalt von 3,4 mg $\cdot$ l^{-1} dient dabei als Richtwert. Dieser Gehalt entspricht einer Menge von 1,6 g $(NH_4)_2SO_4$ pro 100 Liter. Das Einwiegen der Chemikalie erfolgt mit Hilfe einer elektronischen Feinwaage des SIG – Labors.

Abbildung 10: Einwiegen der Chemikalie

Nach der stöchiometrischen Bilanz der Nitrifikation sind für den Abbau von 3,4 mg Ammonium – Stickstoff rund 16 mg Sauerstoff erforderlich. Aufgrund des minimalen Sauerstoffbedarfs und einer vorhandenen Sauerstoffrestkonzentration im Uferfiltrat – Grundwasser in der Höhe von 9 mg $\cdot$ l^{-1} wird auf eine Zugabe mit Luft im Rahmen der Versuchsdurchführung verzichtet. Als Speicherbehälter dient eine 200 Liter fassende Regenwassertonne, welche kontinuierlich mit aufbereitetem Grundwasser gefüllt ist. Der Ablauf der Filtersäulen wird in den Kanal abgeleitet.

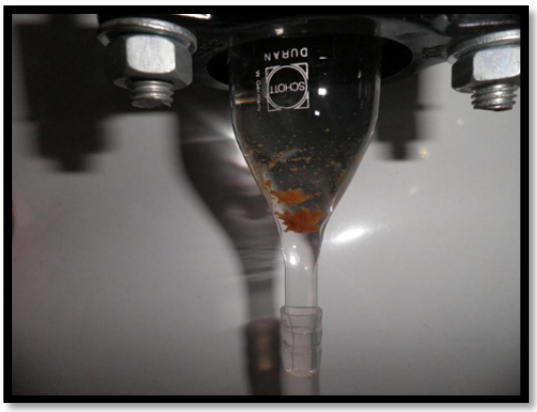


Abbildung 11: Biofilm im Ablauf des Quarzsandfilters

4.2.3 Probenahme und Analysemethoden

Ab dem Beginn der Versuchsdurchführung werden in regelmäßigen Abständen sowohl vom Zulauf (Rohwasserbehälter) als auch von den drei Abläufen der Filtersäulen Proben entnommen. Das Probevolumen wird in mit H_2SO_4 (Schwefelsäure) angesäuerte bzw. nicht angesäuerte Behälter abgefüllt, im Kühlraum des Instituts (SIG) zwischengelagert und in weiterer Folge in Bezug auf verschiedene Stickstoffparameter analysiert. Neben der Analyse im Labor werden ergänzend dazu photometrische Messungen durchgeführt, mit denen die Stickstoffparameter umgehend ermittelt werden können.

Abbildung 12: Probenahme und photometrische Auswertung

4.3 Pilotanlage

4.3.1 Anlagenkonfiguration

Im Zuge der Planung und Konzeptionierung der Pilotanlage, wurde das Hauptaugenmerk auf eine modular aufgebaute Trinkwasseraufbereitungsanlage zur Entfernung von Ammonium bei kleinen Versorgungsgrößen gelegt, sodass im Anschluss an den Versuchsbetrieb, im Hinblick auf unterschiedliche Verfahrensschritte und Dimensionierungsgrößen, zumindest ein Teil der Pilotanlage als zukünftige Aufbereitungsmethode mit verwendet werden kann (vgl.: Kapitel 10.1 Ausführungspläne der Pilotanlage im Maßstab 1:10). Die detaillierte Beschreibung und Darstellung der Anlagenkomponenten beinhaltet Kapitel 4.3.6..

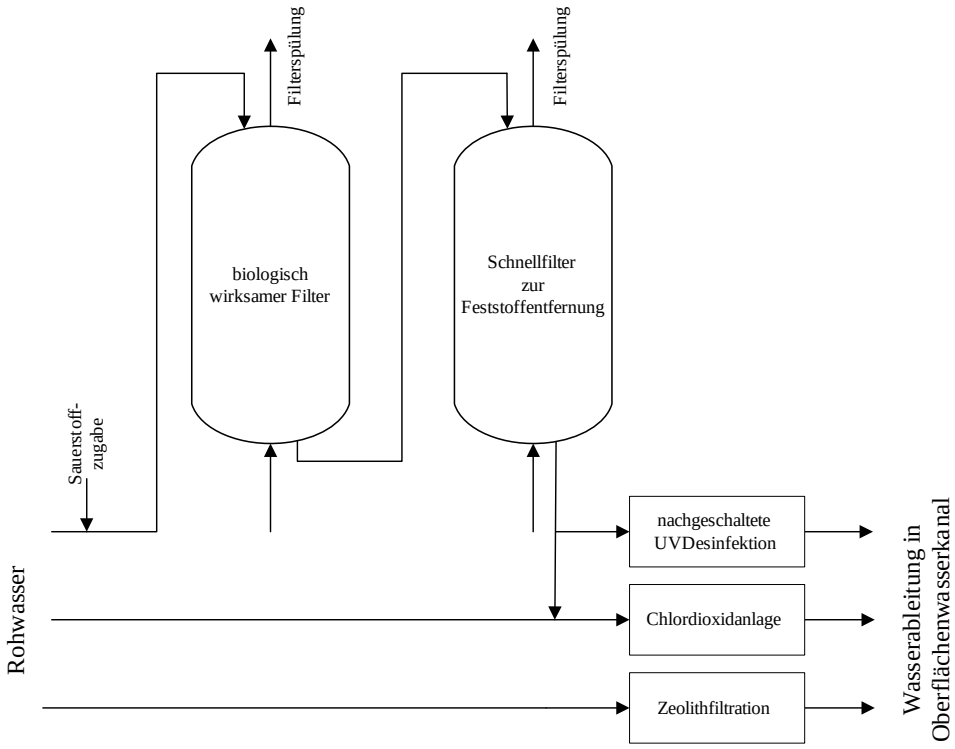


Abbildung 13: Grobschema der Pilotanlage

Aus Gründen der einfacheren Durchführbarkeit sowie eingeschränkten Zugänglichkeit und Beengtheit innerhalb des Hochbehälters wurde für den Zeitraum der Pilotierung die Aufstellung der Modulanlage in einem Kleincontainer in unmittelbarer Umgebung des Tiefenbrunnens und Hochbehälters vorgesehen.

4.3.1.1 Ausführung und Platzierung des Kleincontainer

Aufgrund der gegebenen Platzverhältnisse vor Ort wurde ein 10 – Fuß Bürocontainer, als Unterbringungsmöglichkeit für die Pilotanlage ausgewählt.

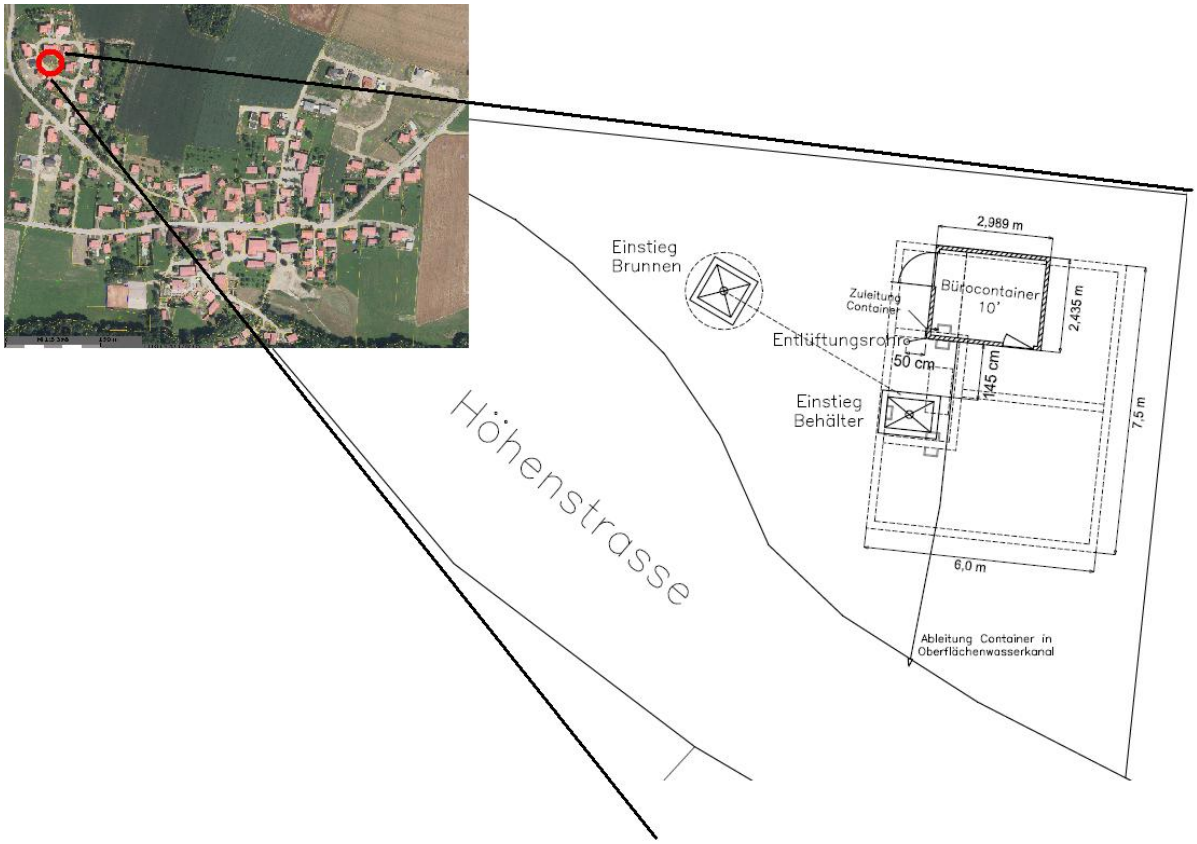


Abbildung 14: Lageplan Container

Der Innenraum ist rund 6 m² groß und 2,35 m hoch. Zwischen der Außenverkleidung und einer 1 cm starken Dekorplatte, ist der Container in der Wand mit einer 6 cm und in der Decke mit einer 10 cm dicken Mineralwollisolierung gedämmt. Der Fußbodenaufbau setzt sich aus einer 3 cm starken Bodenplatte, einer 6 cm dicken Mineralwollisolierung und einem Blindblech zusammen. Zur Grundausstattung zählt neben einer 87,5 cm breiten und 200 cm hohen, nach außen aufgehenden Stahltüre, ein mit einem PVC–Rollladen ausgestattetes Fenster. Das Grundstück, auf welchem der Container aufgestellt wurde, befindet sich auf einer Anhöhe nordwestlich des Ortszentrums. Der Humusanteil unterhalb des Containers wurde abgetragen und durch ein Unterbauplanum aus einem Gemisch aus Granitbruch und Feinanteilen ersetzt. Aufgrund der gegebenen topografischen Verhältnisse vor Ort und der Rohwasserzuleitung über das Entlüftungsrohr des Hochbehälters erfolgte die Platzierung des Containers auf dem nordöstlichen Teil der Grundstücksfläche in unmittelbarer Umgebung zur Edelstahlhutze. Vor der Eingangstür wurde zusätzlich über die gesamte Breitseite des Containers ein ca. 80 cm breites Holzpotest als Niveauausgleich und als Arbeitsfläche errichtet.

4.3.1.1.1 Containerelektrik

Der Container ist über ein 400 Volt – Netzkabel an den E – Verteiler der Pumpstation angeschlossen. Der mögliche Eintrag von 32 Ampere kann aufgrund der begrenzt vorhandenen Stromstärke von 16 Ampere an der Anschlussstelle nicht zur Verfügung gestellt werden. Die im Container vorhandenen 6400 Watt werden auf insgesamt drei Schaltkreise aufgeteilt.

Abbildung 15: Anschlussführung der Containerelektrik

Der anfänglich an einem eigenen Schaltkreis angeschlossene E – Konvektor wurde durch eine zweifach ausgeführte Feuchtraum – Aufputz – Steckdose ersetzt. Die Anschlusskapazität dieses Schaltkreises beträgt maximal 2900 Watt. Der zweite Schaltkreis mit einer maximalen Leistung von 600 Watt versorgt neben dem Doppellichtbalken insgesamt drei zusätzlich angeschlossene Feuchtraum Aufputz Steckdosen, die mit der s::can – Messung sowie der UV – Desinfektions– und der Chlordioxiddosieranlage verbunden sind. Der letzte der drei Schaltkreise ist mit einer elektrischen Leistungsfähigkeit von maximal 2900 Watt ausgestattet und mit der ursprünglich einzig vorgesehenen Steckdose verbunden. Von dort aus wird mittels eines 5 – fach Verteilers die Steuerung der einzelnen Filter mit Strom versorgt.

4.3.2 Rohwasserzufuhr und Betriebsgrundsätze

4.3.2.1 Rohwasserzuleitung

Für den Zeitraum des Pilotbetriebes wird ein Teil des im Hochbehälter in einer Kammer zwischengelagerten Tiefengrundwassers verwendet. Die kontinuierliche Rohwasserentnahme wird über die Entleerungseinrichtung des Überlaufs bewerkstelligt. Der Anschluss der Rohwasserzuleitung ist an einem auf einem Wasserschieber montierten Losflansch (Abbildung 16/links) fixiert und mit einem Kugelhahn zusätzlich gesichert. An den Kugelhahn ist mit Hilfe eines Doppelnippels und einer speziell ausgeführten Aufschraub – Verbindung ein 1 Zoll starker Metallschlauch angeschlossen, welcher in weiterer Folge die saugseitige Verbindung zur Rohwasserpumpe sicherstellt. Die Rohwasserpumpe ist im Vorschacht des Hochbehälters neben der Drucksteigerungsanlage platziert. Der Ausgang des in radialer Richtung der Pumpe angebrachten Druckstutzens ist mit einem weiteren Kugelhahn ausgestattet. Der daran analog zur Saugleitung befestigte Metallschlauch stellt die druckseitige Verbindung zur Pilotanlage dar. Über die mit einem Edelstahlrohr ausgeführte Hochbehälterentlüftung (DN 150) wird die Rohwasserleitung durch die Entlüftungshutze auf das Niveau des Containers geführt (Abbildung 16/rechts). Durch eine vorgebohrte Öffnung in der Wand gelangt die Zuleitung in den Container.

Abbildung 16: Rohwasserzuleitung (links: Rohwasserpumpe mit druck– und saugseitig angeschlossenen Metallschlauch; mitte: Entlüftungsrohr des Hochbehälters mit Rohwasserzuleitung; rechts: Zuleitung über Entlüftungshutze und vorgebohrter Öffnung in den Container)

4.3.2.1.1 Rohwasserpumpe

Die verwendete Rohwasserpumpe (Grundfos MQ 3 – 45) ist eine selbstansaugende Kreiselpumpe mit einem axialen Saug– und radialen Druckstutzen. Bei 220 – 240 Volt – 50 Hertz Wechselstrom und einer Motorleistung von 1000 Watt beträgt der Nennförderstrom 3 $m^3 \cdot h^{-1}$, der maximal erreichbare Druck liegt bei 4,5 bar. Ein optimaler Wirkungsgrad kann bei einem Förderstrom von rund 2,6 $m^3 \cdot h^{-1}$ und einer Förderhöhe zwischen 22 und 26 m erzielt werden. Aufgrund der Motorauslegung schaltet sich die Pumpe bei einem bestimmten vorhandenen Wasserverbrauch automatisch ein, wird der Wasserverbrauch eingestellt oder gedrosselt schaltet sich die Pumpe automatisch ab. Dadurch kann im Verteilsystem eine angepasste Druckverteilung in Kombination mit einem entsprechend einzustellenden Durchfluss dauerhaft gewährleistet werden.

4.3.2.2 Wasserableitung

Das aufbereitete und analysierte Wasser der gesamten Pilotanlage wird im Freispiegelabfluss, entweder direkt oder über einen Puffertank in den Oberflächenwasser – Abflusskanal abgeleitet. Mit Hilfe eines speziell ausgeführten Sammelrohres (Abbildung 17/links) wird der anfallende Abfluss der einzelnen Aufbereitungsverfahren zusammengeführt und über einen Schlauch konzentriert über einem Einlaufgitter entleert (Abbildung 17/rechts).

Abbildung 17: Wasserableitungsführung (links: Abwasser Sammelrohr mit Einleitungen verschiedener Abflussrohre; mitte: Containerdurchführung des Ableitungsrohres; rechts: Wasserableitung über Einlaufgitter)

Der Ablauf der Zeolithfiltration und des Chlordioxidreaktionsbehälters wird gemeinsam mit dem analysierten Wasser der s::can – Messung direkt über das Sammelrohr in den Kanal abgeleitet. Das durch die UV – Anlage desinfizierte Wasser wird vorerst in einem 500 Liter fassenden Puffertank zwischengespeichert. Von dort aus wird es entweder im Zuge der Rückspülung des Schnellfilters oder des Nitrifikationsfilters verwendet oder über den Behälterüberlauf und das Sammelrohr weiter in den Kanal abgeleitet. Das bei der Rückspülung des Schnellfilters, Nitrifikationsfilters und Zeolithfilters anfallende Wasser wird direkt über das Sammelrohr in den Kanal abgeleitet.

4.3.3 Biologische Nitrifikation

Durch die Bedingung, dass ausschließlich die biologische Nitrifikation zum Abbau von Ammonium in der Trinkwasseraufbereitung zu verwenden ist (Österreichisches Lebensmittelbuch; Codex – Kapitel B1; Trinkwasser, idgF.), nimmt dieses Verfahren im Zuge der Pilotierung einen besonderen Stellenwert ein. Die Hauptkomponenten dieser Aufbereitungsmethode sind ein System zur Sauerstoffanreicherung, ein Nitrifikations– und Schnellfilter und eine nachgeschaltete Desinfektion mittels einer UV – Bestrahlung oder einer Chlordioxidanlage. Die Oxidation von Ammonium findet hauptsächlich im dafür vorgesehenen Nitrifikationsfilter statt. Durch die vorgeschaltete Sauerstoffanreicherung werden die Umsatzraten von Ammonium optimiert. Die nachgeschaltete Schnellfiltration begünstigt die Desinfektionswirkung, welche eine entsprechende biologische Stabilität gewährleistet.

4.3.3.1 Sauerstoffanreicherung

Aufgrund des erforderlichen Sauerstoffbedarfs im Verlauf der Nitrifikation ist ein System zur Sauerstoffanreicherung notwendig. Um annähernd konstante Rahmenbedingungen und Temperaturverhältnisse gewährleisten zu können, erfolgt die Sauerstoffzufuhr über einen im Hochbehälter aufgestellten Kompressor. Der Kompressor hat eine Leistung von rund 1400 Watt. Der geförderte Luftstrom beträgt bei einem Betriebsdruck von 10 bar rund 240 Liter pro Minute. Die Sauerstoffzuleitung wird analog zur Rohwasserzuleitung über die Hochbehälterentlüftung und einer vorgebohrten Öffnung in den Container geführt. Über ein im Container angebrachtes Reguliersystem wird die Sauerstoffanreicherung realisiert. Dieses System besteht aus einem regelbaren Manometer in Kombination mit einem Schwebekörper – Durchflussmesser für gasförmige Volumenströme. Der Eintrag des konzentrierten Luftstroms wird durch ein Schaumstoffelement innerhalb des Bindeglieds zwischen der Rohwasserleitung und dem Luftschlauch gemäßigt. Mit dieser Detailausführung kann eine vorteilhaftere Löslichkeit des Sauerstoffs im Rohwasser erzielt werden.

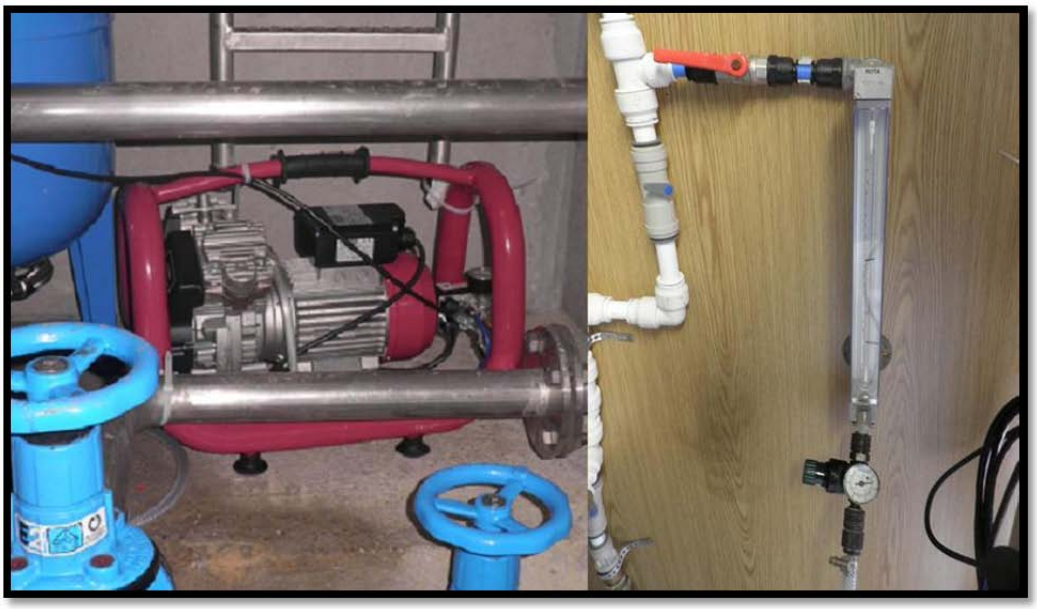


Abbildung 18: Betriebskomponenten der Sauerstoffanreicherung (links: Kompressor; rechts: Regulationseinrichtung des Sauerstoffeintrags in die Rohwasserleitung)

4.3.3.1.1 Erforderlicher Lufteintrag

Der Umfang des Sauerstoffeintrags während der Pilotierung ist mittels der stöchiometrischen Bilanz der Nitrifikation und der Sauerstoffsättigungskapazität des Rohwassers auf den Ammoniumgehalt des Tiefengrundwassers abzustimmen. Als Ammoniumfracht im Rohwasser wird eine Konzentration in der Höhe von 5 mg pro Liter (→ 5 g pro Kubikmeter) angenommen. Die Auslegung der Nitrifikationskomponenten ermöglicht einen maximalen Durchfluss von 1300 Liter pro Stunde. Der Sauerstoffbedarf der Nitrifikation beträgt 3,3 mg O_2 pro mg NH_4^+ (Formel 11). Als Sauerstoffgehalt der Luft kann 260 mg pro Liter (→ 260 g pro Kubikmeter) angenommen werden.

In der nachfolgenden Ausarbeitung wird die erforderliche Menge des Sauerstoffs ermittelt und in Form eines volumenbezogenen Lufteintrags angegeben.

Ammoniumfracht: $5\ g \cdot (m^3)^{-1} \times 1{,}3\ m^3 \cdot h^{-1} = 6{,}5\ g\ NH_4^+ \cdot h^{-1}$

O_2–Bedarf: $6500\ mg\ NH_4^+ \cdot h^{-1} \times 3{,}3\ mg\ O_2 \cdot (NH_4^+)^{-1} = 21450\ mg\ O_2 \cdot h^{-1}$

Luftbedarf: $21450 \cdot 260^{-1} = \underline{82{,}5\ l\ Luft \cdot h^{-1}}$

Zusätzlich erforderliche O_2 Anreicherung mit 28 Liter Luft pro Kubikmeter Wasser, um den Mindestgehalt an Sauerstoff im Wasser gewährleisten zu können → ca. 7,3 mg $O_2 \cdot l^{-1}$ H_2O

$28\ l\ Luft \cdot (m^3)^{-1} \times 1{,}3\ m^3 \cdot h^{-1} = \underline{36{,}4\ l\ Luft \cdot h^{-1}}$

Erforderliche Luftmenge im Verlauf der Nitrifikation:

36,4 + 82,5 = 119 x 1,2 (20 % Sicherheit) = <u>143 Liter pro Stunde</u>

Die erforderliche Luftmenge bei einem Durchfluss von 1,3 m³ pro Stunde und einer gleichzeitig auftretenden Ammoniumkonzentration von 5 mg pro Liter beträgt rund 143 Liter pro Stunde. Der analytisch ermittelte Eintrag der Luft bezieht sich auf einen Zulaufdruck von einem bar, wird dieser Druck verändert muss das einzubringende Luftvolumen entsprechend angepasst werden.

4.3.3.2 Nitrifikationsfilter

Als Nitrifikationsfilter wird ein 436 Liter fassender Komposit – Drucktank (Poly Glass Vessels) verwendet. Der Behälter ist insgesamt 188 cm hoch, im Durchmesser 61 cm breit und mit einem vier – Zoll – Innengewinde Anschluss ausgestattet. Der Filter ist zu zwei Drittel (ca. 300 Liter) mit Quarzsand (1 – 2 mm) gefüllt.

Das mit Sauerstoff angereicherte Rohwasser strömt über den Filtereingang von oben nach unten durch das Filtermedium. Während dieser Phase erfolgt die Oxidation von Ammonium. Mit Hilfe eines im Filter integrierten Düsenstabes wird die Filterausleitung realisiert.

Abbildung 19: Nitrifikationsfilter mit Steuerventil

4.3.3.2.1 Steuerungsventil Nitrifikationsfilter

Das Steuerungsventil (7700) dient zur Automatisierung und Kontrolle des Filterbetriebs sowie der Regeneration des Filtermaterials. Die Steuerung ist auf einen maximal vorhandenen Betriebsdruck von 8,5 bar ausgelegt, für eine korrekt durchführbare Regeneration ist ein Mindestbetriebsdruck von 1,4 bar einzuhalten. Bei 3,5 bar am Filtereinlass beträgt der maximal erreichbare Filterdurchsatz 10,7 $m^3 \cdot h^{-1}$ und der maximal erreichbare Volumenstrom im Verlauf der Rückspülung 7,1 $m^3 \cdot h^{-1}$. Der Druckverlust ist bei beiden Vorgängen im Bereich der maximalen Auslastung mit 1,8 bar beziffert.

Durch einen entsprechend ausgeführten Adapter wird der Übergang vom 4 “ Innengewinde – Anschluss des Drucktanks zum 2 – ½ “ Außengewinde – Anschluss des Steuerungsventils gewährleistet. Ein am Steuerungsventil fixierter Düsenstab ermöglicht eine Zu und Ableitung unterhalb des Filtermediums. Neben dem Düsenstab sind am Gerät der Eingang (1 “) für das aufzubereitende Wasser sowie das Spülwasser, der Eingang (3/8 “) für das Regenerat, der Ausgang (1 “) des aufbereiteten Wassers und der gemeinsame Ausgang (3/4 “) des Spülwassers und der Regenerationslösung integriert.

Mit Hilfe des Steuerventils können verschiedene Parameter in Bezug auf die Rückspülung des Filters überwacht und regenerationsspezifische Vorgänge programmiert werden. Zu den einstellbaren Parametern des Mikroprozessors zählen die Uhrzeit, die Tageszeit der Regeneration, die Zyklusdauer und Kapazität, Zwangsregenerationen nach Kalendertagen, die Eingangshärte und verschiedene Sicherheitsfaktoren. Die Auswahl des Steuerungs– bzw. Anzeigeformats richtet sich nach unmittelbar zeitgesteuerten oder aktuellen bzw. verzögerten volumengesteuerten Gesichtspunkten. Demnach kann in Abhängigkeit verschieden programmierbarer Regenerationszyklen, ein volumen– oder zeitgesteuerter Regenerationstyp ausgewählt werden. Mit Hilfe des Anzeigendisplays wird der Regenerationsbetrieb überwacht. Zeitgesteuerte Betriebsformen zeigen neben der aktuellen Tageszeit, die restlichen Tage bis zur nächsten Regeneration an. Bei volumengesteuerten Regenerationstypen wird hingegen neben der Tageszeit das verfügbare Restvolumen angezeigt. Während der Regeneration kann die Stellung sowie die restliche Zeit des laufenden Zyklus abgelesen werden.

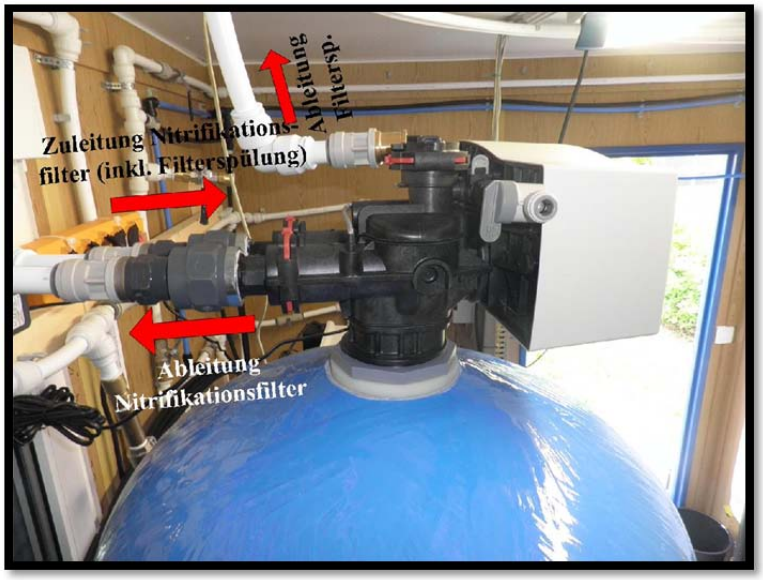


Abbildung 20: Steuerventil des Nitrifikationsfilters mit Anschlussstellen für Regenerat, Ableitung Spülwasser, Ableitung aufbereitetes Wasser

4.3.3.3 Schnellfilter

Der Aufbau und die Anschlüsse des Schnellfilters sind im Wesentlichen baugleich zu den Ausführungen des Nitrifikationsfilters. Die Aufgabe des Schnellfilters beruht auf der Abtrennung partikulärer Inhaltsstoffe des aufzubereitenden Wassers. Dadurch kann im Hinblick auf die Wirkungsweise der nachgeschalteten Desinfektion eine einwandfreie, mikrobiologische Qualität des Wassers sichergestellt werden.

Der Schnellfilter ist 179 cm hoch, hat einen Durchmesser von 47 cm und ein Volumen von 250 Litern. Der Filter Ein– und Ausgang ist analog zum Nitrifikationsfilter mit einem vier – Zoll – Innengewinde Anschluss versehen, an dem das Steuerungsventil über einen Adapter angeschlossen wird. Das Filtermedium besteht aus einem Quarzgemisch in unterschiedlichen Größenordnungen. Die zwei eingebauten Schichten umfassen jeweils rund 80 Liter und bestehen einerseits aus Quarzsand (1 – 2 mm), andererseits aus Quarzkies (3 – 5 mm). Im unteren Bereich des Filters befindet sich das kleinere Korngrößengemisch, darüber das größere. Durch die dichteabhängige Lagerung kann ein unveränderter Aufbau des Filtermediums im Verlauf und nach Abschluss der Rückspülung gewährleistet werden.

Der aufzubereitende Wasservolumenstrom wird wie bei der Nitrifikation von oben nach unten durch das Filtermedium geführt und über ein Filtersieb, einen Düsenstab und den Filterausgang abgeleitet.

4.3.3.3.1 Steuerungsventil Schnellfilter

Die Steuerung und Wartung des Filterbetriebs entspricht dem Steuerungssystem des Nitrifikationsfilters und wird durch ein Gerät der gleichen Ausführung (7700) realisiert.

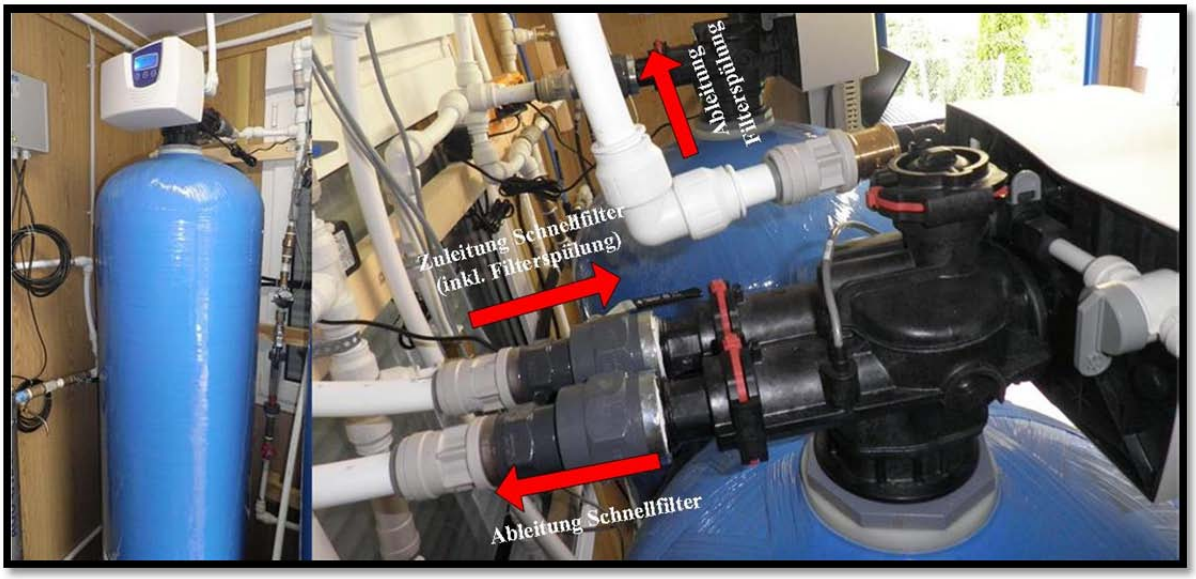


Abbildung 21: Schnellfilter mit Steuerungsventil (rechts: Anschlussführung auf der Steuerventilrückseite)

4.3.3.4 System für die Rückspülung des Schnellfilters und Nitrifikationsfilters

In regelmäßigen Abständen wird die Filterwirksamkeit durch eine manuell gesteuerte Rückspülung des Filtermediums regeneriert. Das zur Anwendung kommende Verfahren ist eine kombinierte Luft – Wasser Spülung. Mittels eines Seitenkanalverdichters wird die Luft in den Filter gepresst. Zur Druckerhöhung des Spülwassers wird eine eigene Spülwasserpumpe verwendet. Die Spülleitung wird ausgehend vom 500 Liter fassenden Puffertank, aus dem das Spülwasser entnommen wird, über die Spülwasserpumpe in die Wasserzuleitung des Nitrifikations– und Schnellfilters geführt. Der Seitenkanalverdichter mündet nach der Spülwasserpumpe in die Spülleitung. Der durch den Spülbetrieb verursachte mögliche Eintritt von Wasser und Luft in die entgegengesetzte Richtung der Filter wird durch entsprechend angeordnete Rückschlagventile unterbunden.

Mit Hilfe der Filtersteuerung werden die Regenerationszyklen zeit– oder volumenbezogen festgelegt. Der Umfang und die Intensität der Zyklen orientieren sich an dem durch eingelagerte Stoffe verursachten Filterwiderstand. Zu Beginn des Rückspülvorgangs werden die Fließrichtungen innerhalb des Nitrifikation– sund Schnellfilters durch die Steuerungsventile umgekehrt. Die Luft bzw. das Spülwasser können dadurch den Düsenstab nach unten passieren und in weiterer Folge durch das Filtermedium nach oben gepresst werden. Während der Anfangsphase der Regeneration wird das Filterbett aufgrund eines Lufteintrags unter hohem Druck aufgebrochen. Im Anschluss werden mit Hilfe eines Luft – Wasser Gemisches die partikulären Schmutzstoffe des Filtermediums gelöst. Durch eine abschließende Wasserspülung werden die gelösten partikulären Schmutzstoffe in Kombination mit der vorhandenen Luft in den Oberflächenwasser – Abflusskanal abgeleitet.

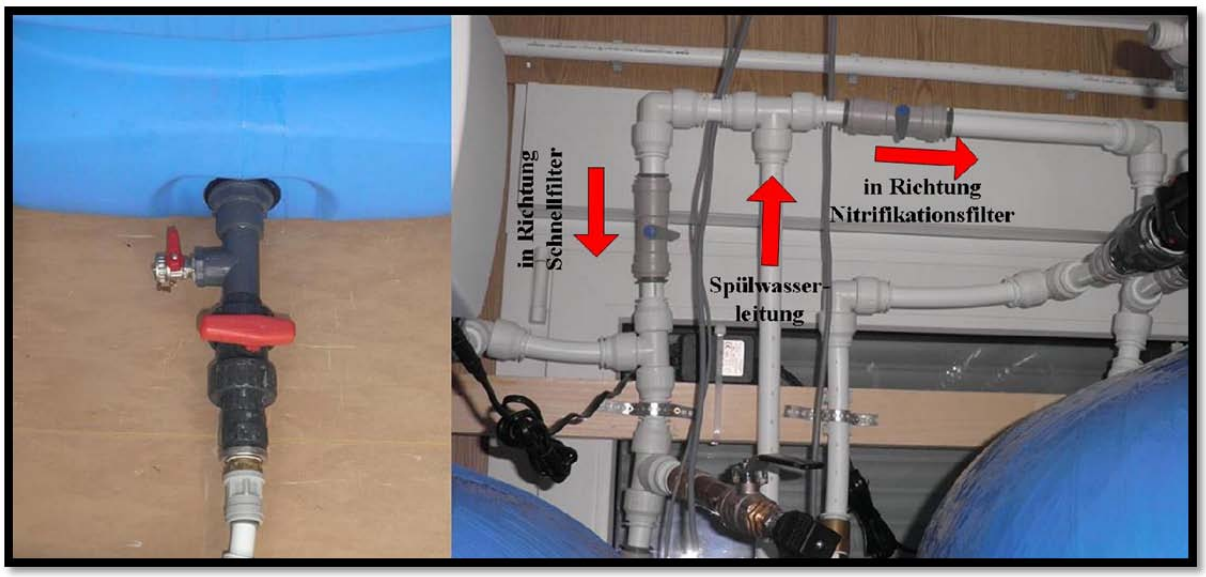


Abbildung 22: Anlagenbestandteile der Rückspülung (links: Spülausleitung Puffertank; rechts: Anschlussführung am Wasserverteilsystem)

4.3.3.4.1 Seitenkanalverdichter

Mit Hilfe des Seitenkanalverdichters wird Luft angesaugt, verdichtet und unter Druck in das Filtermedium gepresst. Die ansaugende Wirkung wird durch rotierende Laufräder erzeugt, welche die Luft in den Zellen des Verdichter – Gehäuses in Drehbewegungen versetzen. Aufgrund der dabei auftretenden Zentrifugalkräfte wird die Luft nach außen in den Seitenkanal und in weiterer Folge zurück nach innen geführt, wo sie erneut verdichtet wird. Dadurch können ausgeprägte Differenzdrücke erzeugt werden.

Die Hauptkomponenten des Seitenkanalverdichters sind ein drei – Phasen Drehstrommotor, zwei in Reihe geschaltete Laufräder, ein Verdichter – Gehäuse, mit einem Schalldämpfer ausgeführter saug– und druckseitiger Ein– und Auslass und eine zur Befestigung dienende Fußplatte. Die zweistufige Ausführung des Seitenkanalverdichters optimiert die Druckerhöhung. Durch die Sternschaltung und den drei – Phasen Drehstrommotor können Spannungsspitzen über 400 Volt erreicht werden. Die Motornennleistung wird mit 700 Watt, die Nenndrehzahl der Laufräder mit 2860 Umdrehungen pro Minute bei einer Frequenz von 50 Hz beziffert.

4.3.3.4.2 Rückspülpumpe

Die verwendete Spülwasserpumpe (Grundfos CM 10 – 3) ist eine horizontal normalansaugende, frequenzgesteuerte Kreiselpumpe. In Anbetracht einer Motorleistung von 2200 Watt und eines 220 – 240 Volt – 50 Hertz Wechselstroms ist der Nennförderstrom der mit drei Laufrädern ausgestatteten Pumpe mit 10 $m^3 \cdot h^{-1}$ festgelegt, der maximal erreichbare Druck beträgt 4,6 bar. Der Motor und die Pumpeneinheit sind auf einer Grundplatte montiert. In axialer Richtung der Pumpe befindet sich der Saugstutzen, der Druckstutzen ist in radialer Richtung angeordnet. Ein optimaler Wirkungsgrad wird mit einem Förderstrom im Bereich von 12,0 $m^3 \cdot h^{-1}$ und einer Förderhöhe zwischen 30 und 35 m erreicht. Durch einen im Motor integrierten Frequenz-umrichter kann eine elektronische Drehzahlregelung gewährleistet werden. Diese Einrichtung ermöglicht einen Betrieb der Pumpe an unterschiedlichen Betriebspunkten innerhalb des Pumpenkennfeldes und eine Anpassung des Förderstroms an den vorhandenen Bedarf.

Abbildung 23: Komponenten der Rückspülung (Seitenkanalverdichter; Rüchspülpumpe)

4.3.4 Filtration über Zeolith

Die Zeolithfiltration wird ebenso wie die Chlordioxidanlage mit nicht sauerstoffangereichertem Rohwasser versorgt und durch einen Schwebekörper – Durchflussmesser wasservolumen-bezogen reguliert. Das aufbereitete Wasser wird direkt in den Oberflächenwasserkanal abgeleitet.

Im Zuge der Pilotierung soll die Filtration über Zeolith als alternative Aufbereitungsmethode zur Nitrifikation eingesetzt werden. Die Systemkomponenten sind ein mit Zeolith gefüllter Drucktank, ein für den Betrieb erforderliches Steuerventil und ein für das Regenerationsmittel notwendiger Solebehälter.

4.3.4.1 Zeolithmaterial

Das verwendete regenerierbare Zeolithmineral ist ein natürlich vorkommender, grau – grüner Klinoptilolith mit der chemischen Formel $(Ca, K_2, Na_2, Mg)_4Al_8Si_{40}O_{96}$ x $24H_2O$. Das hydratisierte Alumosilicat setzt sich mineralogisch aus 84 % Klinoptilolith, 8 % Cristobalith, 3 – 4 % Feldspat, 4 % Illit sowie aus Quarz und Karbonatmineralspuren zusammen. In Bezug auf die chemische Zusammensetzung sind Siliciumdioxid (SiO_2) mit bis zu 71 %, gefolgt von Aluminiumoxid (Al_2O_3) mit maximal 13 % die wichtigsten Elemente des Minerals. Zu den physikalischen Eigenschaften zählen unter anderem ein spezifisches Gewicht von 2,2 – 2,5 $g \cdot (cm^3)^{-1}$, eine Druckfestigkeit von 33 MPa, eine Porosität von 32 – 40 % und eine spezifische Oberfläche von 400 – 600 $m^2 \cdot g^{-1}$. Als Ionenaustauschkapazität kann von einem Wert zwischen 1,2 bis 1,5 $mol \cdot kg^{-1}$ ausgegangen werden. Die Selektivität des Kationen-austauschs ist durch folgenden Zusammenhang gegeben: $NH^{4+}>K^{+}>Mg^{2+}>Ca^{2+}$.

4.3.4.2 Zeolithfilter

Das 130 cm hohe, aus Fiberglas bestehende Zeolithfiltergehäuse ist mit 43 Liter Zeolithmaterial gefüllt. Der Wasservolumenstrom wird analog zur Nitrifikation und Schnellfiltration von oben nach unten durch das Zeolithmaterial geführt. Während dieser Phase werden die im Mineral-gefüge gebundenen Kationen (Ca^{2+}, K^{+}, Na^{+}, Mg^{2+}) durch die im Wasser vorhandenen Ammonium – Kationen ausgetauscht. Das aufbereitete Wasser wird über einen am Steuerungsventil befestigten Düsenstab von unten nach oben abgesaugt und über den Filterausgang abgeleitet.

4.3.4.2.1 Steuerungsventil Zeolithfilter

Das Steuerungsventil (2750) des Zeolithfilters erfüllt annähernd dieselben Anforderungen (Automatisierung und Überwachung des Filterbetriebs) wie die Steuerung der Nitrifikation und Schnellfiltration. In Bezug auf verschiedene Betriebsparameter sind jedoch Unterschiede festzustellen.

Der einzuhaltende Betriebsdruck liegt im Bereich zwischen 1,8 und 8,5 bar. In Anbetracht eines vorhandenen Drucks von 3,2 bar am Filtereinlass können maximal 7,5 $m^3 \cdot h^{-1}$ durch das Ventil gepumpt werden. Der Rückspülvorgang ist analog dazu mit einem Volumenstrom von maximal 5,6 $m^3 \cdot h^{-1}$ durchführbar. Wie beim Nitrifikations– und Schnellfilter wird der Übergang (IG 4 “ – AG 2 ½ “) zwischen dem Filter und dem Ventil durch einen Adapter sichergestellt. Für die Zu und Ableitung im Bereich des Filterbodens ist ein entsprechend ausgeführter Düsenstab am Steuerungsventil fixiert. Zusätzlich verfügt die Steuerungseinrichtung über eine Anschlussmöglichkeit (1 “) für die Zu und Ableitung des aufzubereitenden Wassers, einen Eingang (3/8 “) der Soleleitung sowie einen Ausgang des Spülwassers (3/4 “) in Kombination mit dem Regenerat. Über die Rohwasserzuleitung erfolgt während der Regeneration die Zugabe des Spülwassers.

In Bezug auf die Durchführung der Regeneration stehen verschiedene Auswahlmöglichkeiten zur Verfügung. Demnach kann zwischen einer manuellen, verzögerten oder sofortigen sowie einer zeit– oder 7 – Tage zeitgesteuerten Regeneration unterschieden und ausgewählt werden. Das Anzeigeformat des Diplays richtet sich wiederum nach zeit– oder volumenbezogenen Gesichtspunkten der Regeneration (Rest – Kapazität, restliche Tagesanzahl, Anzeige der restlichen Regenerationszyklen und Zykluszeit während der Regeneration etc.).

4.3.4.2.2 System für die Spülung und Regeneration des Filtermediums

Die Ionenaustauschkapazität des Zeoliths ist nach einer bestimmten zeitlichen Beschickung des Filtermediums mit ammoniumhaltigem Rohwasser erschöpft. Durch eine, in kontinuierlichen Zeitintervallen stattfindende Spülung bzw. Regeneration kann eine entsprechende Filterwirksamkeit aufrechterhalten werden.

Die Zyklen der Regeneration erfolgen nach einer durch das Steuerungsventil vorgegebenen Abfolge. Während des ersten Zyklus wird das Filtermedium im Gegenstrom mit Wasser rückgespült. Darauffolgend werden die am Zeolithmineral gebundenen Ammonium – Ionen, mittels einer konzentrierten Natrium – Chlorid Lösung in Kombination mit einer langsam stattfindenden Wasserspülung in Fließrichtung durch Natrium – Ionen ersetzt. Die Auswaschung der überschüssigen Natrium –, Chlorid – und Ammonium – Ionen wird nach diesem Vorgang durch eine Schnellspülung in Fließrichtung sichergestellt. Der letzte Schritt der Regeneration ist die Füllung des Solebehälters mit einer entsprechenden Lösung.

Das Regenerat wird in einem 100 Liter fassenden Behälter aus NaCl und Rohwasser hergestellt und zwischengelagert. Die Solelösung weist eine Konzentration von 100 – 120 g NaCl pro Liter auf. Pro Regeneration werden durchschnittlich 5,5 kg Natrium – Chlorid verbraucht.

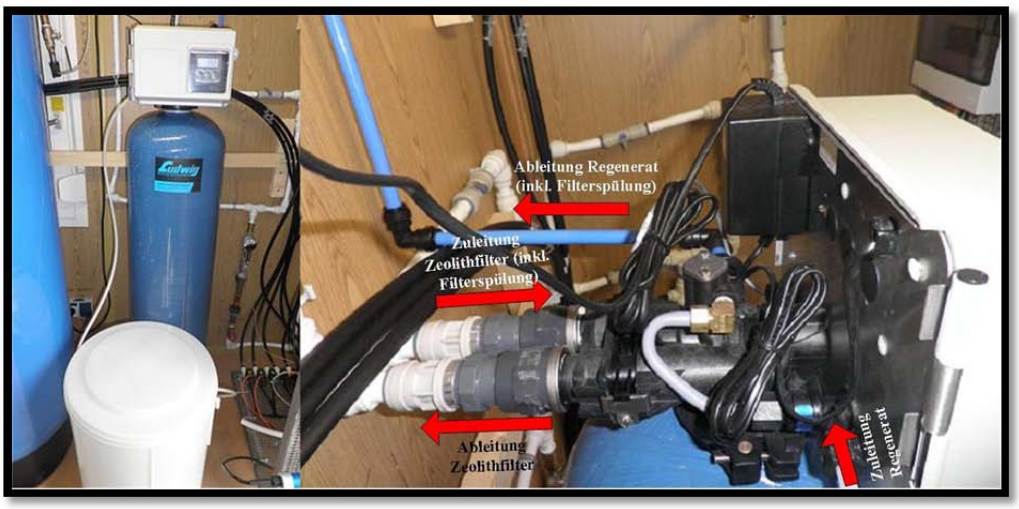


Abbildung 24: Zeolithfilter – System mit Solebehälter, Zeolithfilter und Steuerungsventil (rechts: Anschlussführung auf der Steuerventilrückseite)

4.3.5 Desinfektion

Als Desinfektionsmethoden kommen eine UV – Anlage sowie eine Chlordioxidbehandlung zur Anwendung. Beide Verfahren können als nachgeschaltetes Aufbereitungsverfahren im Zuge der Nitrifikation verwendet werden. Die Chlordioxidanlage kann zudem, unabhängig von der Nitrifikation, als eigenständige Aufbereitung mit Rohwasser beschickt werden.

4.3.5.1 Chlordioxidverfahren

Als nachgeschaltetes Desinfektionsverfahren zur Nitrifikation kann die Chlordioxidanlage (Abbildung 25) eine Alternative zur UV – Anlage darstellen. Im Verlauf des Pilotbetriebes sollen sowohl die UV – , als auch die Chlordioxidanlage wahlweise zur Anwendung kommen und eine Gegenüberstellung der Wirksamkeit ermöglichen. Darüber hinaus besteht die Möglichkeit, die Chlordioxidanlage direkt mit nicht vorbehandeltem Rohwasser über eine unabhängige Versorgungsleitung zu beschicken. Der Ablauf der Chlordioxid – Behandlung wird direkt in den Oberflächenwasserkanal abgeleitet.

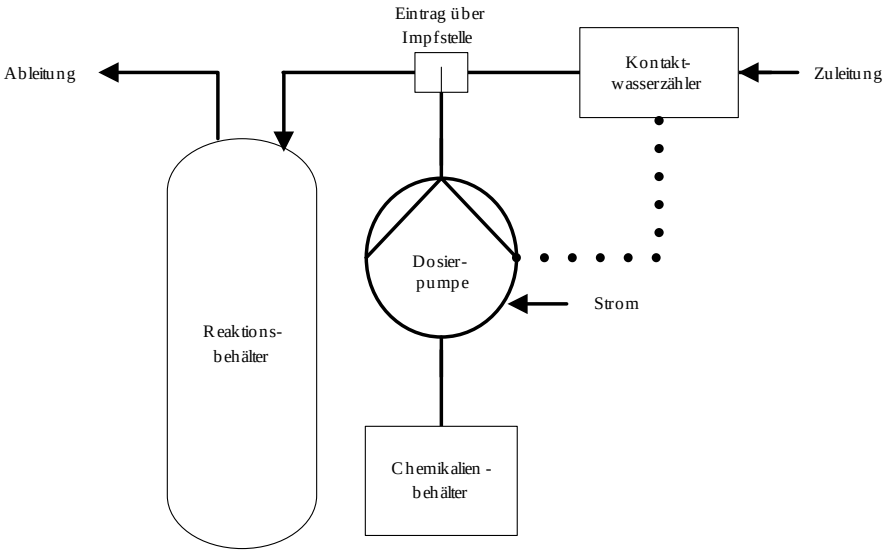


Abbildung 25: schematische Darstellung der Chlordioxidanlage

Die Chlordioxidanlage setzt sich aus mehreren Komponenten zusammen. Zu den Hauptbestandteilen der Anlage zählen ein Chemikalienbehälter, eine Chemikalien-auffangwanne, eine Sauglanze, eine Dosierpumpe, ein Wasserzähler, eine Impfstelle und ein Reaktionsbehälter.

Abbildung 26: Chlordioxidanlage mit Chemikalienbehälter und Auffangwanne, Dosierpumpe, Wasserzähler, Impfstelle und Reaktionsbehälter

4.3.5.1.1 Herstellung von Chlordioxid

Die Herstellung von Chlordioxid erfolgt im Vorfeld der Pilotierung nach einem Chlorit/Peroxodisulfat – Verfahren (Formel 26). Im Zuge des Verfahrens wird aus zwei unterschiedlichen Komponenten Chlordioxid hergestellt. Die verwendeten Komponenten sind einerseits eine flüssige natriumhaltige Chloritlösung ($3\ g \cdot l^{-1}$ $NaClO_2$) andererseits ein Salzgemisch, das sich zum Großteil aus Natriumperoxodisulfat (> 50 %) zusammensetzt.

Anhand der vorgegebenen technischen Richtlinien (DR. KÜKE GmbH) ist zu Beginn der Herstellung das Natriumperoxodisulfat mit Trinkwasser in Lösung zu bringen. Im Anschluss können die zwei Komponenten vermischt werden, dadurch wird die Reaktion aktiviert. Nach einer bestimmten, temperaturabhängigen Reaktionszeit, wird eine Lösung mit einer Chlordioxid – Konzentration im Ausmaß von $3\ g \cdot l^{-1}$ gebildet. Bei einer Temperatur von 30 ° kann mit einer Reaktionszeit von rund 24 Stunden gerechnet werden.

$$2NaClO_2 + Na_2S_2O_8 \rightarrow 2ClO_2 + 2Na_2SO_4 \qquad (4.1)$$

Formel 26: Bildung von Chlordioxid durch die Oxidation von Chlorit durch Peroxodisulfat (DVGW – Regelwerk W224; S.15])

4.3.5.1.2 Chlordioxid – Dosierung

Die Chemikalie wird in einem korrosionsbeständigen Behälter, der sich in einer entsprechend großen Auffangwanne befindet, zwischengelagert. Mit Hilfe einer am Chemikalienbehälter fixierten Sauglanze wird die Chlordioxidlösung entnommen. Durch eine an der Entnahmeeinrichtung angebrachte Abdichtung wird der Austritt von Chlordioxidgas verhindert. Über einen Schlauch ist die Sauglanze mit einer Dosierpumpe verbunden. Die Steuerung der Dosierpumpe richtet sich nach mengenspezifischen oder messwertabhängigen Gesichtspunkten des Wasservolumenstroms. Zur Durchflusserfassung der Rohwassermenge, wird ein, an der Rohwasserleitung installierter Kontaktwasserzähler, welcher mit der Dosierpumpe durch ein Signalkabel verbunden ist, verwendet. In Abhängigkeit der einzuhaltenden Grenzwerte (Kapitel 3.3.2.1) wird die dosierte Chlordioxidlösung über eine Impfstelle dem Wasservolumenstrom beigemengt.

4.3.5.1.3 Reaktionsbehälter

Der aus Komposit – Werkstoffen aufgebaute Reaktionsbehälter verfügt über ein Volumen von 309 Litern, einen Durchmesser von 55,2 cm und eine Höhe von 163 cm. Über einen am Behältereingang aufgeschraubten Drucktankkopf erfolgt die Zuleitung des unmittelbar davor mit Chlordioxid angereicherten Rohwassers. Innerhalb des Behälters findet die durch das Chlordioxid verursachte Oxidation und Desinfektion der Wasserinhaltsstoffe (Kapitel 3.3.2.1.1) statt.

4.3.5.2 UV – Desinfektionsanlage

Die UV – Desinfektion (Abbildung 27) ist beim biologischen Nitrifikationsverfahren dem Schnellfilter nachgeschaltet. Der Anlagenablauf wird im Puffertank zwischengespeichert und in weiterer Folge entweder über den Überlauf in den Oberflächenwasserkanal abgeleitet oder im Zuge der Rückspülung des Schnell– und Nitrifikationsfilters verbraucht.

Die Hauptkomponenten, in die sich der Anlagenaufbau gliedert, sind die Bestrahlungskammer, der Schaltschrank und ein Sensorsystem mit dem die Bestrahlungsstärke bestimmt und überwacht wird. Über den Schaltschrank erfolgt die Stromversorgung der Anlage. Der Strahler und das Sensorsystem sind dafür mit einem entsprechend ausgeführten Kabel mit dem Schaltschrank verbunden. Über der Bestrahlungskammer ist ein Freiraum für den Strahler– bzw. Quarzrohr Ausbau im Ausmaß von ca. 80 cm freizuhalten.

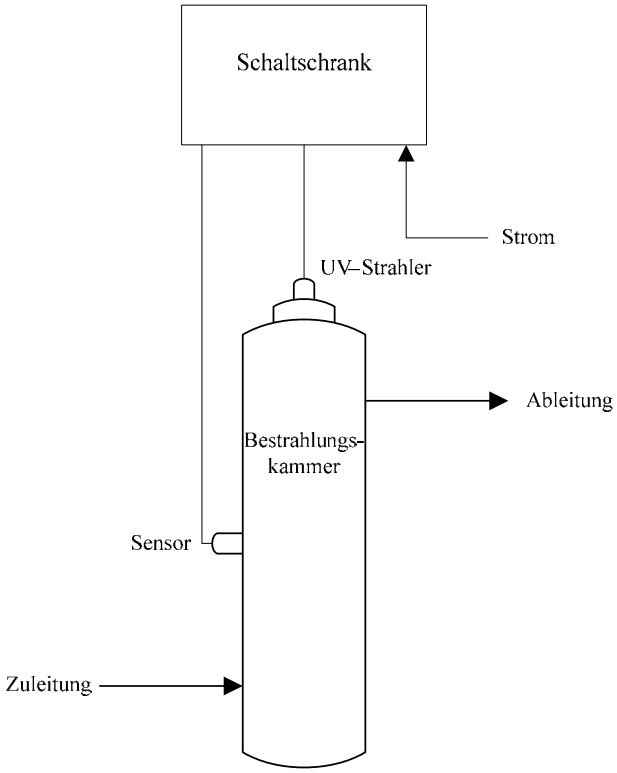


Abbildung 27: schematische Darstellung der UV – Desinfektionsanlage

4.3.5.2.1 Bestrahlungskammer (AQUAFIDES, 2012)

Die zur Anwendung kommende Bestrahlungskammer ist eine mit einem Quecksilberdampf Niederdruck Strahler ausgestattete, längsangeströmte UV – Desinfektionsanlage mit einer Höhe von 63,4 cm und einem Durchmesser von 12,9 cm. Bei dieser Anlage wird mit Hilfe eines elektrischen Vorschaltgeräts über einen Lichtbogen UV – Strahlung erzeugt. Die sieben Liter fassende Bestrahlungskammer kann von unten nach oben mit maximal 1,82 $m^3 \cdot h^{-1}$ durchströmt werden. Der maximal zulässige Betriebsdruck ist mit 16 bar festgelegt. Sowohl der Zu– als auch der Ablauf sind mit einem 1 “ Innengewinde Anschluss und einer Anschlussmöglichkeit für einen kleinen Probenahme – Hahn ausgestattet.

Der minimale spektrale Transmissionsgrad (UV – Durchlässigkeit) des UV – Strahlers beträgt im Wellenlängenbereich von 254 nm und einer Schichtdicke von 10 cm rund 10 %, bei einer Schichtdicke von 1 cm ist er mit 79,4 % beziffert. Die minimale mikrobizide Fluenz des Strahlers beträgt, regelkonform 400 $J \cdot (m^2)^{-1}$.

Der für die kontinuierliche Überwachung vorgesehene Radiometermesskopf ist im Bereich der halben Höhe der Bestrahlungskammer angebracht. In vorgegebenen Zeitintervallen ist die Referenzbestrahlungsstärke mit Hilfe des Anlagenradiometers einer Überprüfung zu unterziehen.

Zusätzlich befinden sich sowohl an der Ober–, als auch Unterseite der Bestrahlungskammer Möglichkeiten zur Entlüftung bzw. Entleerung. Darüber hinaus kann über die Unterseite eine Spülung der Anlage erfolgen.

4.3.5.2.2 Schaltschrank (AQUAFIDES, 2012)

Die Steuerung und Überwachung der Desinfektionsanlage wird über den Schaltschrank vollzogen. Mit Hilfe von fünf Steuerungstasten kann die Anlage interaktiv bedient werden. Der aktuelle Betriebszustand wird durch drei unterschiedliche Farben am Anzeigendisplay veranschaulicht. Ein ordnungsgemäßer Betrieb der Anlage wird mit einer grün hinterlegten Anzeige gekennzeichnet. Vorwarnungen werden durch ein gelbes, Störungen durch ein rotes Display bekundet.

In Abhängigkeit der UV – Durchlässigkeit und UV – Transmissionsstärke erfolgt die Festlegung der minimalen Referenzbestrahlungsstärke und des maximalen Durchflusses.

Das Gerät benötigt lt. Hersteller eine Anschlussleistung von 55 Watt, die Betriebsspannung beträgt 230 Volt (50 Hz). Über und unter dem Schaltschrank ist ein Freiraum von mindesten 30 cm für die Konvektionslüftung vorzusehen.

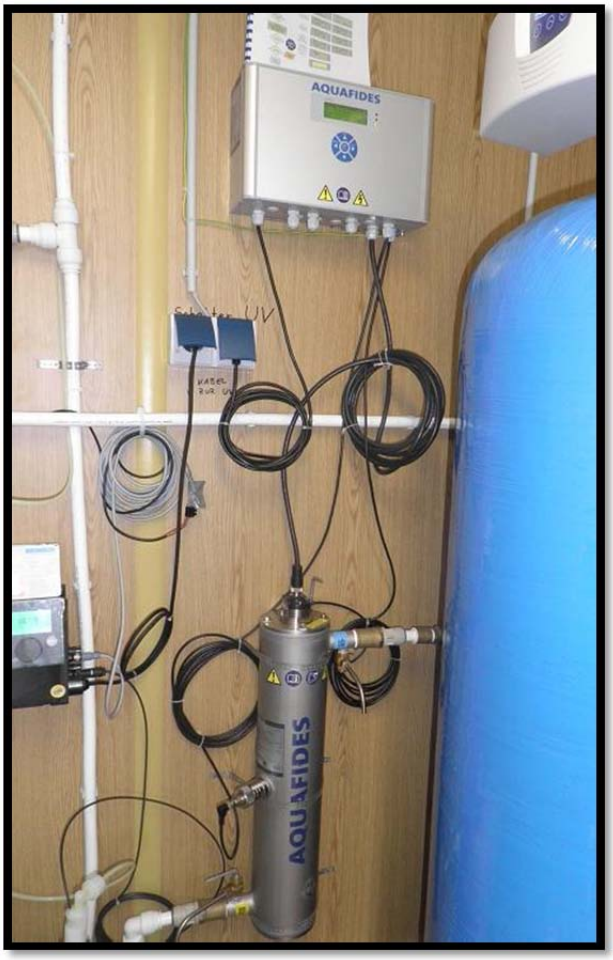


Abbildung 28: UV – Desinfektionsanlage mit Schaltschrank und Bestrahlungskammer

4.3.6 Anlagenschema

(Abbildung 29; A3 – Darstellung: Kapitel 10.1)

Die modular aufgebaute Pilotanlage setzt sich aus drei zur Anwendung kommenden Aufbereitungsmethoden zusammen. Die Wasserversorgung erfolgt über den Hochbehälter und wird mittels einer Rohwasserpumpe sichergestellt. Im Mittelpunkt der Pilotierung steht die biologische Nitrifikation (Kapitel 4.3.3), zu welcher der mengenmäßig größte Teil der Anlagenbestandteile gehört. Zu den Hauptkomponenten zählen neben einem Nitrifikationsfilter, ein System zur Sauerstoffanreicherung, ein Schnellfilter und eine UV – Desinfektionsanlage. Die weiteren Verfahren sind zum einen eine Filtration über Zeolith (Kapitel 4.3.4) und zum anderen eine chemische Oxidation mit Hilfe von Chlordioxid (Kapitel 4.3.5). Die Chlordioxidanlage dient zudem als alternative Desinfektionsmethode im Anschluss an die biologische Nitrifikation. Um die korrekte Zugabe von Chlordioxid bewerkstelligen zu können, kommt eine Dosieranlage mit integrierter Pumpe, Kontaktwasserzähler und Impfstelle zum Einsatz. Die Reaktion findet in einem eigens dafür vorgesehenen Behälter statt. In regelmäßigen Zeitintervallen erfolgt eine Regeneration sowie Rückspülung der beanspruchten Filtermedien über eine Spülpumpe und einen Seitenkanalverdichter.

Mit diffusionsdichten John – Guest Kunststoffrohren und Steckverbindern sind die Anlagenbestandteile miteinander verrohrt. Anlagenbedingt gliedert sich die Verrohrung der Pilotanlage in zwei eigenständige Verteilsysteme. Im Anschluss an die Rohwasserzuleitung werden einerseits die biologische Nitrifikation und andererseits die Chlordioxidaufbereitung in Kombination mit der Filtration über Zeolith von einer eigenen Zuleitung vor der Sauerstoffanreicherung bzw. nach der Sauerstoffanreicherung versorgt. Das durch die UV – Anlage desinfizierte Wasser wird im Anschluss in einem Puffertank zwischengespeichert und entweder über den Überlauf in das Abwassersammelrohr abgeleitet oder im Zuge der Rückspülung des Nitrifikations– oder Schnellfilters weiter verwendet. Der Ablauf der Chlordioxidanlage sowie der Filtration über Zeolith wird direkt in das Abwassersammelrohr, welches in weiterer Folge in den Oberflächenwasser – Abflusskanal führt, abgeleitet. Nach den einzelnen Aufbereitungsschritten sind insgesamt acht Messstrecken in Richtung der s::can – Sonde angeordnet. Das durch die Sonden analysierte Wasser gelangt über eine Leitung in das Abwassersammelrohr und wird ebenfalls in den Oberflächenwasserkanal abgeführt.

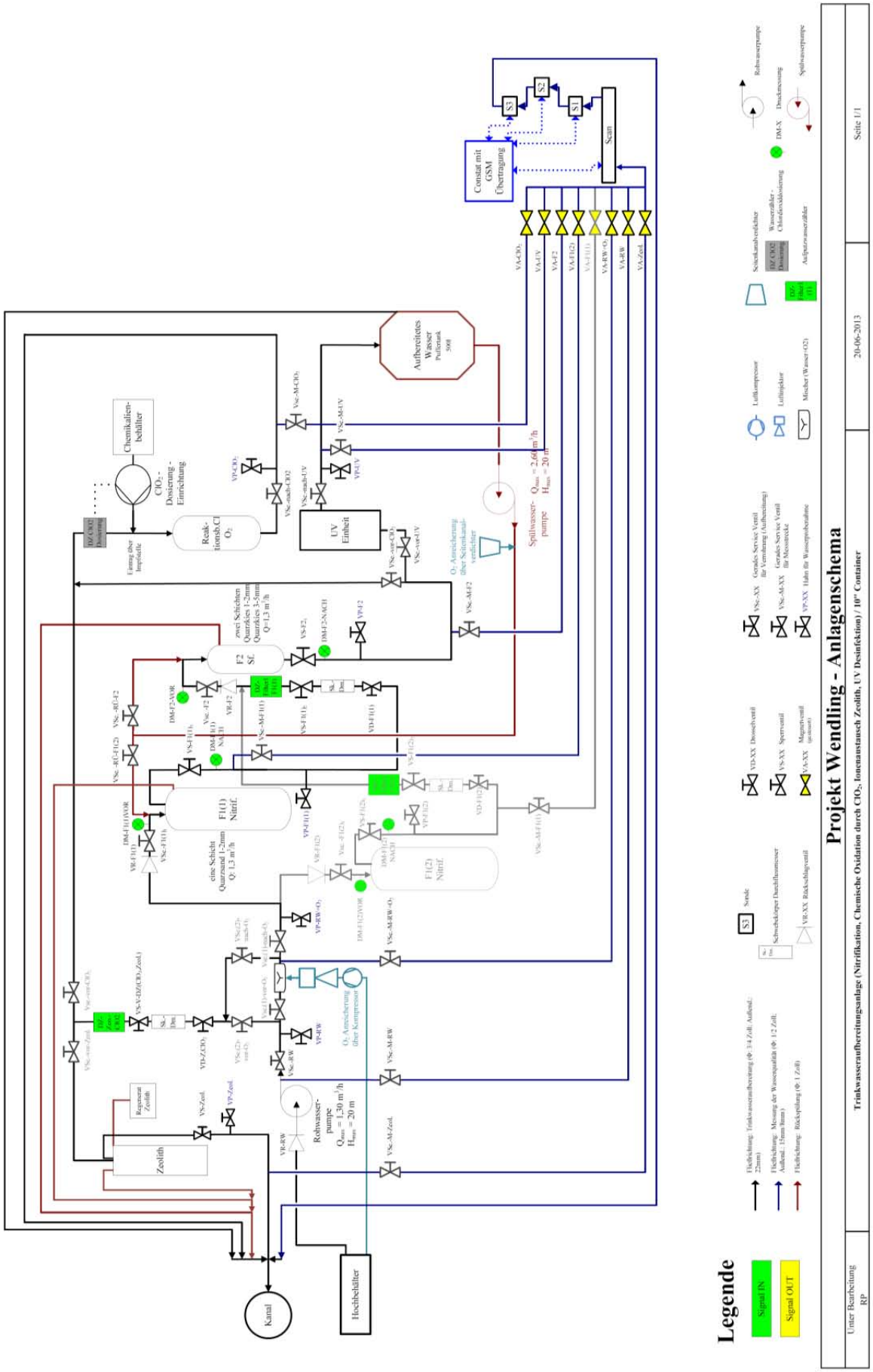


Abbildung 29: Anlagenschema der Pilotanlage (Microsoft Visio)

4.3.7 Anlagensteuerung

Die Anlagensteuerung erfolgt einerseits manuell, andererseits mit Hilfe der Programmiersoftware von LabVIEW.

Für die Einstellung der entsprechenden Wasser – Volumenströme sind die an den zwei Verteilsystemen angebrachten Schwebekörper – Durchflussmesser in Kombination mit den davor platzierten Drosselventilen vorgesehen. Mit dem Messbereich der Schwebekörper – Durchflussmesser und den Drosselventilen kann ein Volumenstrom von 150 – 1500 $l \cdot h^{-1}$ reguliert werden. Für die Gewährleistung erforderlicher Betriebsdrücke und Durchflussraten sind mehrere Service – Ventile angeordnet, mit denen manuell der Durchfluss und der Druck auf das jeweilige System abgestimmt werden kann.

Abbildung 30: Durchfluss und Druckregler im Verteilsystem (links: Schwebekörper – Durchflussmesser mit vorgeschalteten Drosselventil; rechts: Service – Ventil zur Regulation der Durchflussraten und Betriebsdrücke)

4.3.7.1 LabVIEW

Die grafische Programmiersprache von LabVIEW ermöglicht eine objektorientierte Programmierung, mit der Betriebsabläufe automatisiert und kontinuierlich überwacht werden können. In frei definierbaren Zeitintervallen können durch digitale sowie analoge Ein– und Ausgänge die Betriebskomponenten zugleich kontrolliert und angesteuert werden. Mit Hilfe von grafischen Objekten wird das Anlagenschema programmiert und in Form von benutzerfreundlichen Bedienoberflächen veranschaulicht (Abbildung 31).

Funktionsweise des Messbetriebs

Insgesamt werden durch LabVIEW acht Messstrecken mittels Magnetventile automatisiert angesteuert. Jede Messtrecke ist nach dem für die Steuerung zuständigen Magnetventil (VA) und den zu analysierenden Verfahrensschritt definiert. Dementsprechend richten sich die Bezeichnungen nach folgenden Gesichtspunkten:

VA RW: → Rohwasser

VA RWO_2: → O_2 – angereichertes Rohwasser

VA Zeol: → Ablauf Zeolithfilter

VA ClO_2: → Ablauf Chlordioxid

VA F1(1): → Ablauf Nitrifikationsfilter 1

VA F1(2): → Ablauf Nitrifikationsfilter 2

VA F2: → Ablauf Schnellfilter

VA UV: → Ablauf UV – Desinfektion

Unmittelbar nach der Rohwasserzufuhr in den Container und vor der Zeolith – und Chlordioxid – Zuleitung wird ein Teil des Rohwassers in Richtung der s::can Messung abgeleitet. Die Messstrecke des mit Sauerstoff angereicherten Rohwassers wird nach dem Probenahmehahn (RW + O_2) bzw. vor dem Rückschlagventil des Nitrifikationsfilters abgezweigt. Die Ableitung der Messvolumenströme nach dem Nitrifikations– bzw. Schnellfilters erfolgt nach bzw. vor der Druckmessvorrichtung des Filterbetriebs. Nach den Probenahmehähnen der UV – und Chlordioxidanlage sowie nach dem Probenahmehahn des Zeolith-filters werden die jeweiligen Messvolumenströme zur s::can Messung abgeleitet. Mit Hilfe von Regulierventilen, welche nach der Abzweigung der Messstrecken angeordnet sind, können die Durchflussraten auf die gegebenen Wasserdrücke in Bezug auf annähernd vergleichbare Volumenströme eingestellt werden. Auf einer angefertigten Metallkonstruktion werden die Messtrecken und die jeweiligen Magnetventile befestigt. Die Ableitungen der Magnetventile werden im Anschluss zu einer Leitung vereint und im Anschluss zu den Sonden der s::can Messung geführt.

Im Zuge der Messung kann jeweils nur ein Volumenstrom analysiert werden. Dafür ist ein programmierter Schaltzeitplan, nachdem die Ventile bedient werden, vorgesehen. Jede Messstrecke ist über ein Magnetventil indirekt mit der computerunterstützten Steuerung verbunden. Durch ein digitales Ausgangs – Signal des Programms kann das Magnetventil elektrisch geöffnet oder geschlossen werden.

Durch die Handhabung der verschiedenen Registerkarten des Front Panels von LabVIEW ist eine Steuerung und Überwachung der Betriebsparameter möglich. Mit der Eingabemaske der Registerkarte – Schaltzeiten – kann der Start des Messbetriebs zeitgenau gesteuert werden, darüber hinaus ist eine beliebige Variation des Zeitintervalls, nachdem die Magnetventile geöffnet und geschlossen werden, möglich.

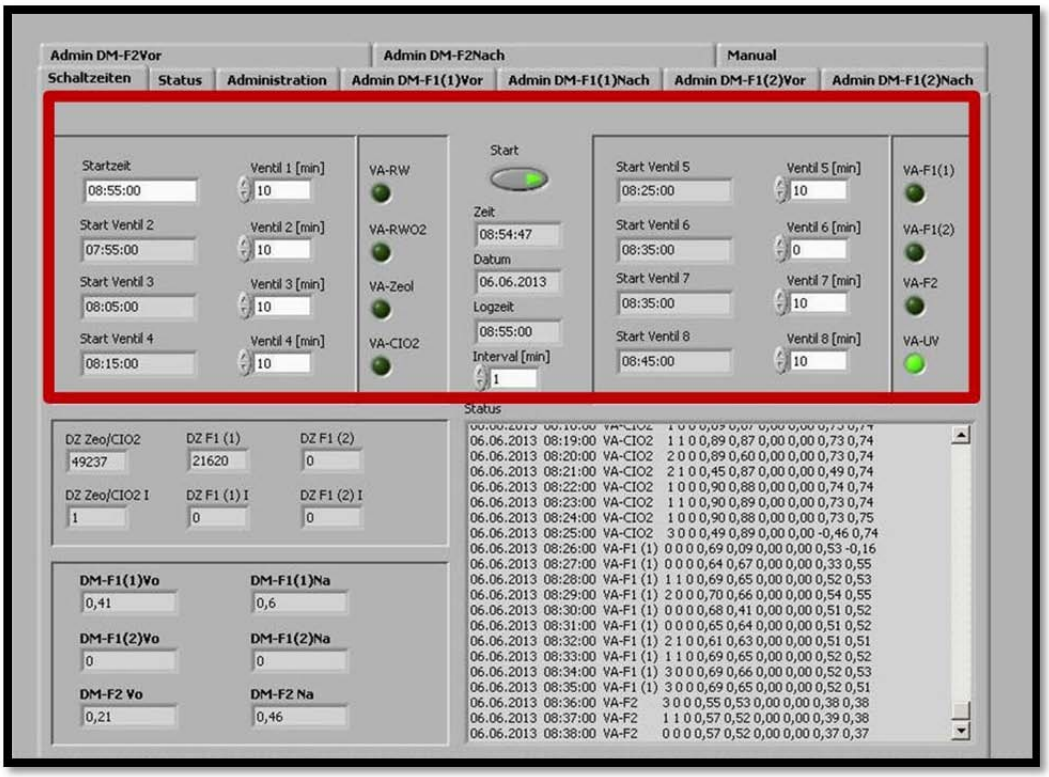
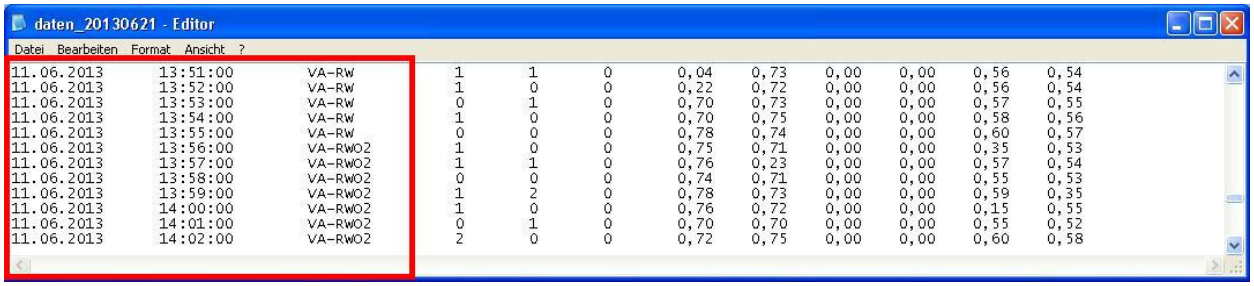


Abbildung 31: Registerkarte – Schaltzeiten (Steuerung – Messbetrieb)

Anhand einer tabellarischen Aufzeichnung, können die Ansteuerungen der Magnetventile zu bestimmten Zeitpunkten ausgelesen werden (Abbildung 32).



daten_20130621 - Editor

Datei Bearbeiten Format Ansicht ?

11.06.2013	13:51:00	VA-RW	1	1	0	0,04	0,73	0,00	0,00	0,56	0,54
11.06.2013	13:52:00	VA-RW	1	0	0	0,22	0,72	0,00	0,00	0,56	0,54
11.06.2013	13:53:00	VA-RW	0	1	0	0,70	0,73	0,00	0,00	0,57	0,55
11.06.2013	13:54:00	VA-RW	1	0	0	0,70	0,75	0,00	0,00	0,58	0,56
11.06.2013	13:55:00	VA-RW	0	0	0	0,78	0,74	0,00	0,00	0,60	0,57
11.06.2013	13:56:00	VA-RWO2	1	0	0	0,75	0,71	0,00	0,00	0,35	0,53
11.06.2013	13:57:00	VA-RWO2	1	1	0	0,76	0,23	0,00	0,00	0,57	0,54
11.06.2013	13:58:00	VA-RWO2	0	0	0	0,74	0,71	0,00	0,00	0,55	0,53
11.06.2013	13:59:00	VA-RWO2	1	2	0	0,78	0,73	0,00	0,00	0,59	0,35
11.06.2013	14:00:00	VA-RWO2	1	0	0	0,76	0,72	0,00	0,00	0,15	0,55
11.06.2013	14:01:00	VA-RWO2	0	1	0	0,70	0,70	0,00	0,00	0,55	0,52
11.06.2013	14:02:00	VA-RWO2	2	0	0	0,72	0,75	0,00	0,00	0,60	0,58

Abbildung 32: zeitbezogene Darstellung der angesteuerten Magnetventile

Im Zusammenhang mit dem Datum und der Uhrzeit wird das jeweils geöffnete Magnetventil in der dritten Spalte der Tabelle angeführt. Die Intervalle der zeitbezogenen Aufzeichnung können über die Registerkarte – Schaltzeiten – (Abbildung 31) frei definiert werden.

4.3.8 Anlagenüberwachung

4.3.8.1 Betriebsparameter

Die kontinuierliche Überwachung und Aufzeichnung der anlagenspezifischen Parameter wird wie die Steuerung der Magnetventile mit Hilfe der Betriebssoftware von LabVIEW sichergestellt. Das Betriebsprogramm ist dazu zum einem mit vier am Verteilsystem angeschlossenen piezoresistiven Drucktransmittern und zum anderen mit zwei integrierten Wasserzählern verbunden. Über das Front Panel werden die Betriebsparameter numerisch und grafisch veranschaulicht.

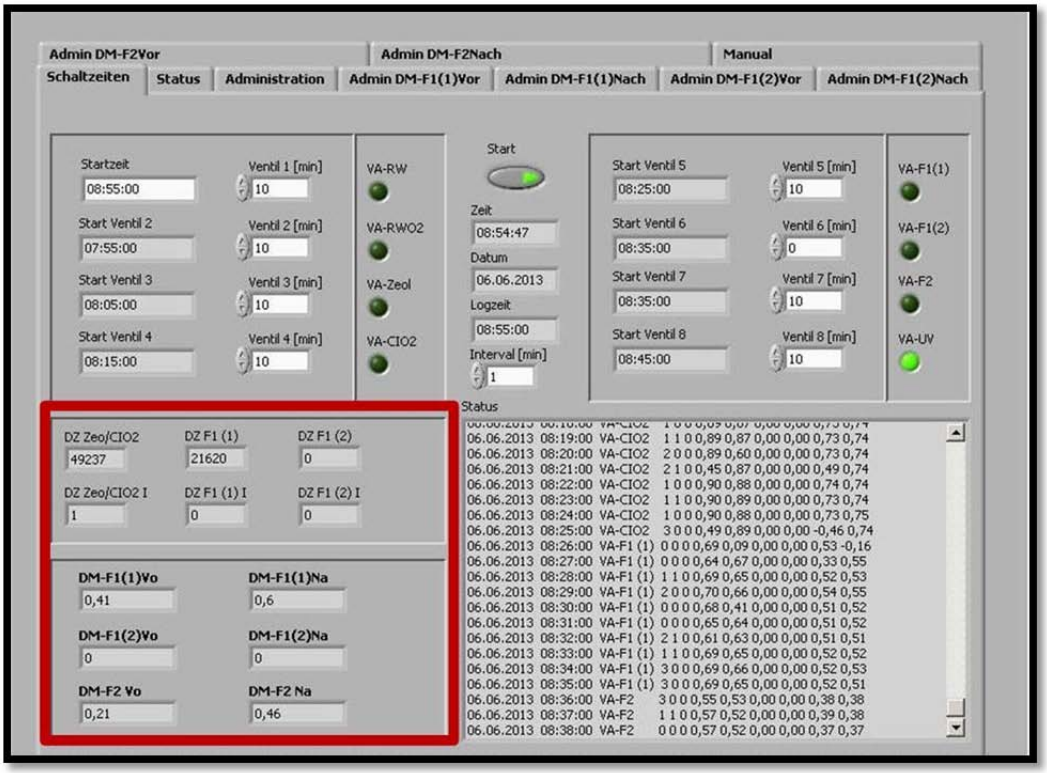


Abbildung 33: Registerkarte – Schaltzeiten (Überwachung – Durchfluss/Betriebsdruck)

Mit Hilfe der tabellarischen Aufzeichnung können die Betriebsparameter wiederum ausgelesen werden (Abbildung 34).

daten_20130621 - Editor

Datei Bearbeiten Format Ansicht ?

11.06.2013	13:51:00	VA-RW	1	1	0	0,04	0,73	0,00	0,00	0,56	0,54
11.06.2013	13:52:00	VA-RW	1	0	0	0,22	0,72	0,00	0,00	0,56	0,54
11.06.2013	13:53:00	VA-RW	0	1	0	0,70	0,73	0,00	0,00	0,57	0,55
11.06.2013	13:54:00	VA-RW	1	0	0	0,70	0,75	0,00	0,00	0,58	0,56
11.06.2013	13:55:00	VA-RW	0	0	0	0,78	0,74	0,00	0,00	0,60	0,57
11.06.2013	13:56:00	VA-RWO2	1	0	0	0,75	0,71	0,00	0,00	0,35	0,53
11.06.2013	13:57:00	VA-RWO2	1	1	0	0,76	0,23	0,00	0,00	0,57	0,54
11.06.2013	13:58:00	VA-RWO2	0	0	0	0,74	0,71	0,00	0,00	0,55	0,53
11.06.2013	13:59:00	VA-RWO2	1	2	0	0,78	0,73	0,00	0,00	0,59	0,35
11.06.2013	14:00:00	VA-RWO2	1	0	0	0,76	0,72	0,00	0,00	0,15	0,55
11.06.2013	14:01:00	VA-RWO2	0	1	0	0,70	0,70	0,00	0,00	0,55	0,52
11.06.2013	14:02:00	VA-RWO2	2	0	0	0,72	0,75	0,00	0,00	0,60	0,58

Abbildung 34: zeitbezogene Darstellung der Betriebsparameter

Die vierte Spalte der Datentabelle zeigt die Anzahl der Impulse des Wasserzählers der Chlordioxid und Zeolithfiltration, welche während eines bestimmten Zeitintervalls abgegeben werden. In der fünften Spalte werden die Impulse des Wasserzählers nach dem Nitrifikations-filter intervallbezogen aufgelistet (Kapitel 4.3.8.1.2).

In der siebten und achten Spalte wird der Systemdruck vor bzw. nach dem Nitrifikationsfilter in bar dargestellt. Der Systemdruck vor und nach dem Schnellfilter kann in der elften und zwölften Spalte abgelesen werden (Kapitel 4.3.8.1.1).

4.3.8.1.1 Zeitkontinuierliche Druckmessung

Mittels vier am Verteilsystem angeschlossenen piezoresistiven Drucktransmitter (siehe Abbildung 29) werden anlagenspezifische und durch Einlagerungen in Filtermedien verursachte Druckverluste permanent überwacht. Die Platzierung der Sensoren erfolgt jeweils vor und nach dem Nitrifikations– bzw. Schnellfilter. Der erfassbare Druckbereich erstreckt sich von 0 bis 2 bar. Über ein ¼ “Zoll Außengewinde, einen Kugelhahn und entsprechenden Übergangselemente sind die Transmitter an das Wasserverteilsystem angeschlossen. Infolge des Wasserdrucks und einer dadurch verursachten Veränderung des elektrischen Widerstandes des Drucktransmitters, wird durch ein 4 bis 20 mA starkes Ausgangsignal der Druck analog aufgezeichnet.

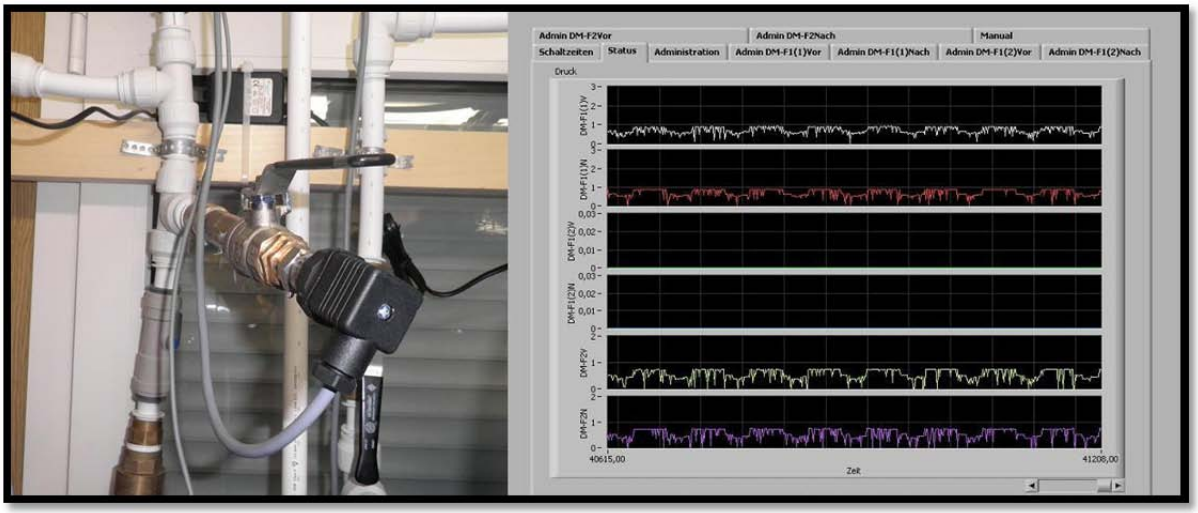


Abbildung 35: zeitkontinuierliche Druckaufzeichnung (Drucktransmitter; analoge Aufzeichnung LabVIEW)

In Bezug auf die computerunterstütze Aufzeichnung und Auswertung der Daten, wurde eine platzierungsabhängige Bezeichnung der Druckaufnehmer durchgeführt. Demnach wurde der Druckaufnehmer vor dem Nitrifikationsfilter mit DM – F1(1)V, nach dem Nitrifikationsfilter mit DM – F1(1)N, vor dem Schnellfilter mit DM – F2V und nach dem Schnellfilter mit DM – F2N gekennzeichnet. Über die Registerkarte – Schaltzeiten – kann der aktuelle Druck in bar abgelesen werden (Abbildung 33).

4.3.8.1.2 Digitale Erfassung des Wasservolumenstroms

Die Menge des durchströmenden Wassers wird jeweils nach der Durchfluss – Schwebekörpermessung durch zwei Einstrahl – Trockenläufer – Kontaktkaltwasserzähler kontinuierlich erfasst. Der Nenndurchfluss des Wasserzählers liegt bei 1,5 $m^3 \cdot h^{-1}$. Der Anschluss an die Rohrleitung wird mit Hilfe einer in den Wasserzähler eingeschraubten Steckverbindung sichergestellt. Über einen Kontaktausgang ist der Wasserzähler mit der elektronischen Datenerfassung verbunden. Nach einer bestimmten volumenbezogenen Impulswertigkeit (Standard – Impulswertigkeit 10 Liter pro Impuls) erfolgt die 500 mA starke Signalabgabe an das Betriebsprogramm. Die Anzahl der abgegebenen Impulse (ein Impuls entspricht einen Liter durchflossener Wassermenge) während einer einstellbaren Zeiteinheit werden fortdauernd erfasst, aufsummiert und über die Registerkarte Schaltzeiten dargestellt (Abbildung 33).

Der mit DZ Zeol/ClO_2 gekennzeichnete Wasserzähler erfasst den Volumenstrom der Zeolithfiltration in Kombination mit der Chlordioxidanlage, das mit DZ F1(1) gekennzeichnet Gerät wird für die Aufnahme der durch die Nitrifikation aufbereiteten Wassermenge eingesetzt.

4.3.8.2 Kontinuierliche Qualitätsüberwachung – s::can Messung

Die Qualitätsüberwachung der einzelnen Aufbereitungsschritte erfolgt mit Hilfe der Analyse– und Überwachungstechnologie von s:can. Insgesamt werden sieben Volumenströme über Schlauchleitungen (DN 15) zur s::can Messung geführt. Die automatisierte Steuerung des Messbetriebs (Kapitel 4.3.7.1) garantiert, dass innerhalb von bestimmten Zeitintervallen immer nur ein Volumenstrom von insgesamt vier Sonden analysiert wird. Die wesentlichen Elemente des s::can – Betriebs sind die Bediensoftware Ana::lyte, das Bediengerät Con::stat und die verwendeten Messsonden. Neben der Spektrometer Sonde, welche den überwiegenden Anteil der s::can Messung abdeckt, kommen noch zusätzliche Sensoren zur Anwendung. Dazu zählen ein Ammo::lyser, ein Condu::lyser und ein Oxy::lyser.

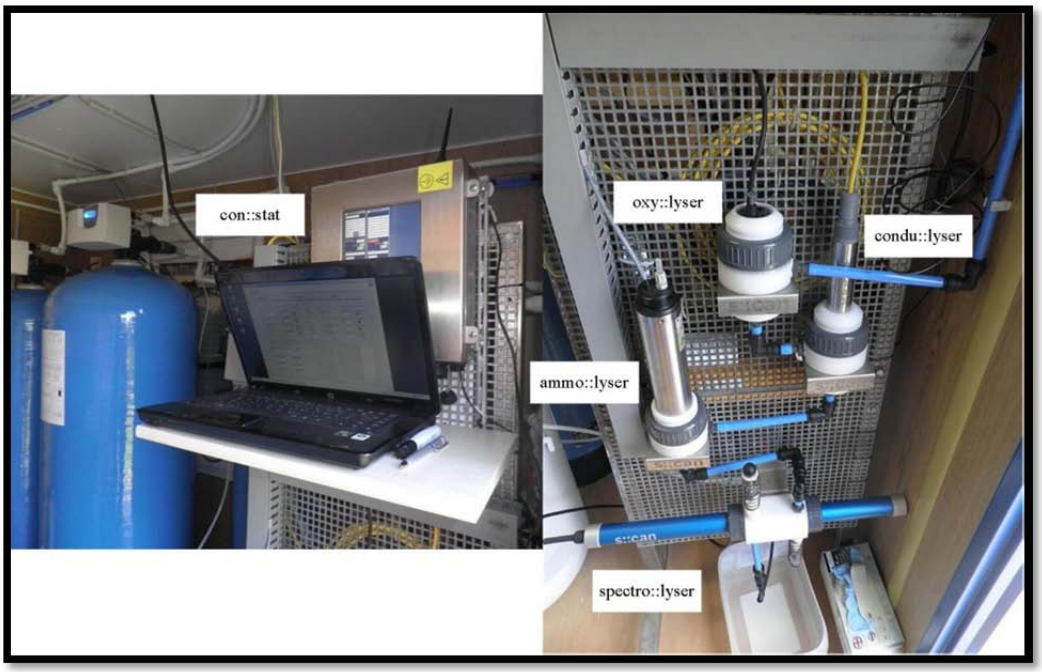


Abbildung 36: Einrichtungen zur Anlagenüberwachung und Steuerung

4.3.8.2.1 Messsonden: Spectro::lyser; Ammo::lyser; Condu::lyser; Oxy::lyser

Spectro::lyser

Das Prinzip der spectr::lyser Messung beruht auf einer UV – VIS Spektroskopie – Technologie mit einem erfassbaren Wellenlängenbereich von 220 – 720 nm (UV – Bereich: 220 – 400 nm; VISueller – Bereich: 400 – 720 nm). Dabei wird von einer Sonde ein Lichtstrahl in einem bestimmten Wellenlängenbereich in ein Messmedium emittiert. Durch verschiedene Inhaltsstoffe des Messmediums wird der Lichtstrahl abgeschwächt. Die molekülspezifische, wellenlängen-abhängige Absorption wird mit Hilfe eines Detektors erfasst. In Abhängigkeit der Größe des erfassten Messwerts kann die Konzentration der Inhaltsstoffe bestimmt werden. Aufgrund des abgedeckten Absorptionsspektrums können bis zu acht Parameter ermittelt werden.

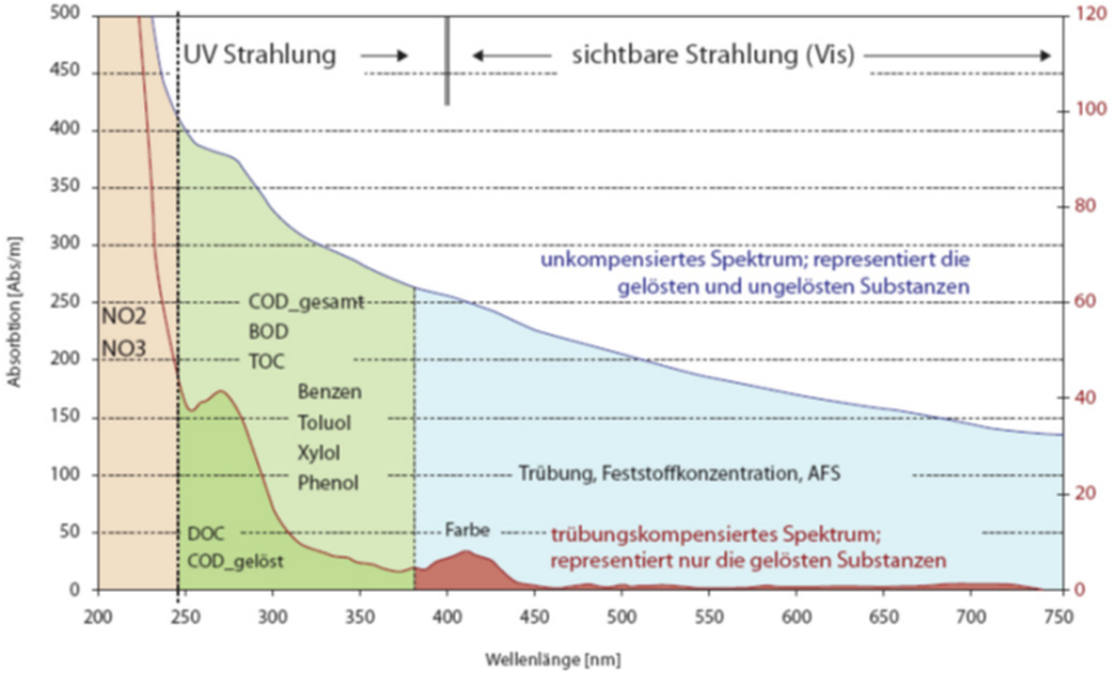


Abbildung 37: Absorptionsspektrum des Spectro::lysers mit markierten Wellenlängenbereichen ausgewählter Parameter, online im Internet: URL: http://www.s-can.at/medialibrary/catalogue_drinkingwater_deu_web.pdf (Abruf: 8. August 2013)

Ammo::lyser

Der Ammo::lyser ist eine ionenselektive Messsonde (ISE Sonde), mit welcher der Gehalt an NH_4 – N (ppm) und K^+ (ppm), der pH – Wert, die Temperatur (°C), der $NH4^+$ – Rohwert in mV, der K^+ in mV und der pH – Wert in mV elektrochemisch bestimmt werden können. Aufgrund der Tatsache, dass im Wasser verschiedene Ionen gelöst vorkommen, muss der zu bestimmende Ionentyp von den restlichen Ionen abgetrennt werden. Dafür ist die Elektrode der ISE Sonde mit einer spezifischen Membran ausgestattet, die ausschließlich eine bestimmte Durchlässigkeit für einen Ionentyp gewährleistet. Über einen in der Elektrode platzierten Elektrolyten wird das ionenspezifische Redox – Potential ermittelt. Mit diesem ermittelten Potential kann aufgrund einer Referenz Elektronenmessung mit konstanten Potential, die gesuchte Stoffkonzentration in weiterer Folge mit Hilfe einer Nernst'schen Gleichung rückgerechnet werden.

Condu::lyser

Als induktiver Leitfähigkeitssensor, kann der Condu::lyser die elektrische Leitfähigkeit einer wässrigen Lösung bestimmen. Infolge einer mit elektrischer Spannung versetzten Senderspule, wird ein bestimmtes elektrisches Feld im Messmedium erzeugt. Die erzeugte Spannung wird anschließend an einer Empfängerspule induziert. Die Stärke der induzierten Spannung verhält sich dabei direkt proportional zur elektrischen Leitfähigkeit der wässrigen Lösung. Die mit dem Condu::lyser bestimmbaren Parametern sind zum einem die Leitfähigkeit in $\mu S \cdot cm^{-1}$ und zum anderen die Temperatur in °C.

Oxy::lyser

Der Oxy::lyser ist für die kontinuierliche Messung des Gehalts an gelösten Sauerstoff vorgesehen. Mit Hilfe von elektromagnetischen Wellen wird auf eine Sol – Gel Matrix fixierte Ruthenium – Verbindung ein spezifischer Gehalt an Energie übertragen. Die Energie wird von der Verbindung absorbiert und nach Beendigung der Anregung durch elektromagnetische Wellen in Form von Fluoreszenz wieder abgegeben. Aufgrund der bekannten Anregungsenergie, kann die emittierte Energie exakt vorausgesagt werden. Ist jedoch gelöster Sauerstoff vorhanden, tritt eine Reduzierung der durch die Fluoreszenz emittierten Energie ein. Über den Grad der reduzierten Energieabgabe, kann auf den vorhandenen Sauerstoffgehalt im Messmedium geschlossen werden. Neben dem Sauerstoffgehalt in $mg \cdot l^{-1}$ wird durch den Oxi::lyser auch die Temperatur ermittelt.

4.3.8.2.2 Bediensoftware – Ana::lyte

Die Bediensoftware von s::can ermöglicht eine Aktivierung und Kalibrierung der Parameter der eingesetzten Sonden, die grafische Darstellung und Datenabspeicherung aller Messergebnisse, die Betriebsüberwachung des s::can Messsystems, eine Definition der Schnittstellen für die analogen und digitalen Ausgänge sowie eine Userverwaltung mit unterschiedlichen Berechtigungen.

Für die präzise Bestimmung der Parameter ist die Kalibration von entscheidender Bedeutung. Diese erfolgt entweder nach voreingestellten Referenzen des Programms (global) oder mit Hilfe von Laborresultaten, basierend auf genommene Stichproben vom Benutzer (lokal). Im Zuge der lokalen Kalibration werden zum Zeitpunkt der Probenahme, die Rohwerte (Fingerprints) in der Kalibrationsdatenbank abgespeichert. Durch die im Labor stattfindende Bestimmung der Parameter, können in weiterer Folge die abgespeicherten Rohwerte der Datenbank kalibriert und umgerechnet werden.

4.3.8.2.3 Bediengerät – Con::stat

Über das Anzeigendisplay des Bediengeräts erfolgt vor Ort die Programmierung und Überwachung des Anlagenbetriebs. Neben der numerischen und grafischen Veranschaulichung von aktuellen Messwerten können in der Vergangenheit durchgeführte Aktionen über ein Logbuch abgerufen werden. Zudem besteht die Möglichkeit das gesamte Messsystem über ein bestimmtes Fehlerrelais überprüfen zu können. Am Gerät selber sind unter anderem ein USB Anschluss für die Datenabspeicherung sowie die digitalen bzw. analogen Ein– und Ausgänge angebracht. Der Betriebscomputer der s::can Messung ist zudem mit einem GSM Modem ausgestattet, welches eine kontinuierlich online – Überwachung des Betriebs ermöglicht.

5. Interpretation und Diskussion der Ergebnisse

5.1 Begleitende Untersuchung im Labormaßstab

Bei den Versuchen im Labormaßstab (Kapitel 4.2) sollten vor allem vergleichende Untersuchungen von unterschiedlichen Filtermaterialien für den Nitrifikationsfilter im Vorfeld des Pilotbetriebes der Prototypanlage durchgeführt werden.

Als Filtermaterialien kamen Aktivkohle und Quarzsand sowie Füllkörper aus Kunststoff zum Einsatz. In der Folge wird lediglich auf die Filtration mit Quarzsand und Aktivkohle genauer eingegangen. Die Erkenntnisse der Laborversuche sind ausschließlich als eine Annäherung und Orientierung für einsetzbare Filtermaterialien bei Trinkwasseraufbereitungsanlagen zur Entfernung von Ammonium zu verstehen. In der Einfahrphase wurden die Versuchsfilter mit ca. 0,5 m pro Stunde betrieben, in der weiteren Versuchsphase mit einem bzw. zwei Meter pro Stunde.

5.1.1 Einfahrphase des Filterbetriebs

Um die Nitrifikationsleistung während der Einfahrphase untersuchen zu können, wurden in regelmäßigen Zeitintervallen sowohl vom Rohwasser als auch von den Filterabläufen Proben entnommen und hinsichtlich der Stickstoffparameter Ammonium, Nitrit und Nitrat analysiert. Die Filtergeschwindigkeit betrug während dieser Zeitspanne konstant 0,4 – 0,5 m pro Stunde, daraus ergibt sich eine hydraulische Aufenthaltszeit von einer Stunde im Filtermedium.

5.1.1.1 Verlauf der Ammoniumstickstoffkonzentration

Auf eine Animpfung mit nitrifizierender Biomasse wurde im Rahmen der Versuchsdurchführung verzichtet. Dem entsprechend konnten in den ersten elf Tagen des Versuchsbetriebs keine nennenswerten Änderungen der Ammoniumstickstoffkonzentrationen festgestellt werden. In Abhängigkeit der eingesetzten Filtermedien erfolgte an unterschiedlichen Zeitpunkten der Beginn des Ammoniumabbaus. Erste Veränderungen im Ammoniumstickstoffgehalt konnten im Ablauf der Aktivkohlefiltersäule nach zwölf Tagen nachgewiesen werden. Abweichungen im Ablauf der Quarzsandfiltration waren erstmals nach 14 Tagen und im Ablauf der Kunststofffüllkörperfiltersäule letztendlich nach 18 Tagen erkennbar (Abbildung 38). In den Versuchsfilterabläufen sowie im Rohwasserbehälter wurden während der Versuchsdurchführung annähernd vergleichbare Gesamtstickstoffkonzentrationen nachgewiesen. Darüber hinaus konnte im Verlauf der Untersuchung eine geringe Zunahme des Gesamtstickstoffgehalts in den analysierten Proben festgestellt werden.

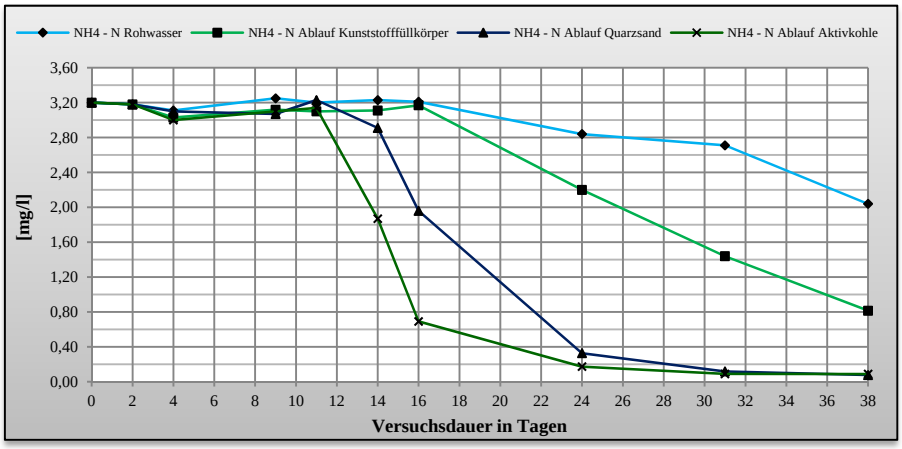


Abbildung 38: Verlauf des Ammoniumstickstoffgehalts während der Einfahrphase

Nach dreieinhalb Wochen Versuchsbetrieb konnte beinahe der gesamte Ammoniumstickstoffgehalt im Aktivkohle – und Quarzsandfilter abgebaut werden. Nach fünfeinhalb Wochen wurde der Versuchsbetrieb in dieser Ausführung eingestellt. Zu diesem Zeitpunkt wurden nur mehr minimale Ammoniumrestkonzentrationen im Ablauf des Quarzsandes und der Aktivkohle nachgewiesen. Im Gegensatz dazu konnte im Kunststofffüllkörperfilter eine Abbaurate von annähernd 50 % festgestellt werden.

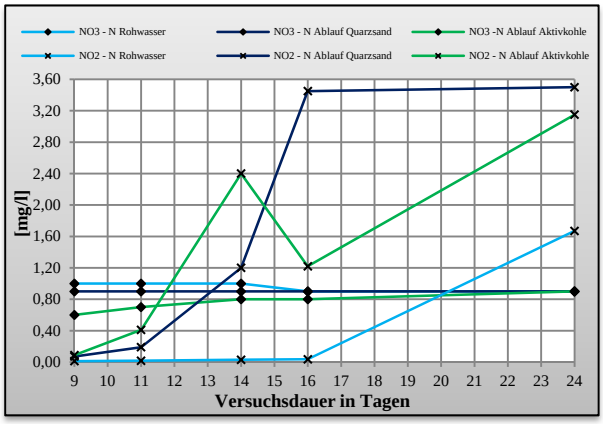
5.1.1.2 Verlauf der Nitrit– und Nitratstickstoffkonzentrationen

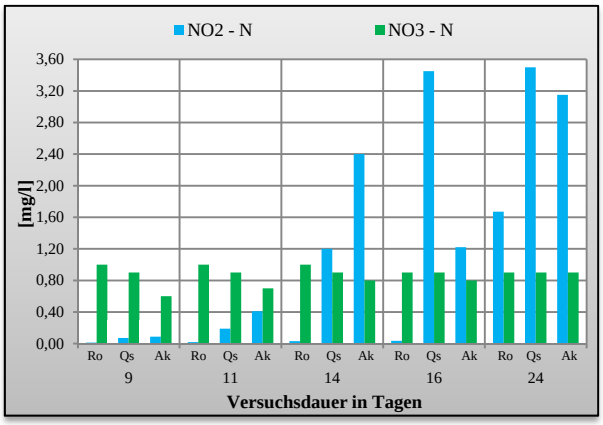
Die weiteren Analysen beziehen sich ausschließlich auf die Filtration über Quarzsand und Aktivkohle, da mit diesen Methoden im Vergleich zur Filtration über die Kunststofffüllkörper vorteilhaftere Entwicklungen bezüglich des Abbaus von Ammonium festgestellt wurden.

Im Interesse der Versuchsdurchführung stand neben dem Abbau von Ammonium der Gehalt an Nitrit, als Zwischenprodukt und der Gehalt an Nitrat, als Endprodukt der Ammonium–Oxidation. Anhand dieser Parameter kann das Ausmaß der Nitrifikation und der Gehalt der biologisch aktiven Biomasse detaillierter untersucht und veranschaulicht werden.

Nach Abbildung 39 kann neben dem signifikanten Anstieg der Nitritstickstoffkonzentration im Ablauf des Quarzsandfilters und Aktivkohlefilters darüber hinaus ein erhöhter Nitritgehalt im Rohwasserbehälter festgestellt werden. Die nicht geplante Bildung von Nitrit im Rohwasser ist mit der potentiellen Nitritproduktion in der Speicherkammer des Hochbehälters der Wasserversorgungsanlage Wendling vergleichbar. Die Entstehung von Nitrit im Behälter der Rohwasserdosierung könnte mit Hilfe einer Barriere gegen den Sauerstoffeintrag aus der Luft begrenzt und verhindert werden (vergleichsweise mit dem Einsatz von PE – Platten im Hochbehälter der Versorgungsanlage).

Nach der stöchiometrischen Bilanz (Formel 11) müsste im Zusammenhang mit einer vollständigen Nitrifikation der produzierte Nitratstickstoffgehalt in etwa der Menge des Ammoniumstickstoffgehalts (in $mg \cdot l^{-1}$) entsprechen. Anhand der durchgeführten Analysen konnten in Summe nur Bruchteile der potentiell möglichen Nitratstickstoffkonzentration nachgewiesen werden. Infolgedessen ist die stattfindende Nitrifikation von Ammonium zu diesem Zeitpunkt (24 Tage Versuchsbetrieb) ausschließlich durch die Oxidation in Nitrit gegeben. Die Ausbildung der darauffolgenden Nitritoxidation würde noch längere Zeit in Anspruch nehmen und über den Rahmen der Versuchsdurchführung hinausgehen.





Ro → Rohwasser; Qs → Ablauf Quarzsand; Ak → Ablauf Aktivkohle

Abbildung 39: Verlauf des Nitrit– und Nitratstickstoffgehalts während der Einfahrphase

5.1.2 Ermittlung von Ammoniumumsatzraten bei Filtergeschwindigkeiten von einem bzw. zwei Meter pro Stunde

Nach der Einfahrphase des Filterbetriebs wurden weitere Untersuchungen mit geringeren hydraulischen Aufenthaltszeiten durchgeführt. Im Hinblick auf praxisnahen Anwendungen wurden Filtergeschwindigkeiten von einem (Q: 2 l/h) und zwei Meter pro Stunde (Q: 4 l/h) gewählt. Der Analyse der Ammonium - Abbauleistung bei erhöhten Filterdurchsatzraten galt das Hauptaugenmerk der Versuchsdurchführung. In Abbildung 40 sind die Konzentrationen an Ammoniumstickstoff, Nitratstickstoff und Nitritstickstoff im Rohwasser sowie im Ablauf des Aktivkohlefilters und Quarzsandfilters in Abhängigkeit der Filtergeschwindigkeit grafisch veranschaulicht.

Im Vorfeld der Versuchsdurchführung wurde das Rohwasser in Bezug auf den Ammonium–, Nitrit– und Nitratgehalt untersucht. Dabei konnte ein Ammoniumstickstoffgehalt von 1,60 mg $\cdot$ l^{-1}, ein Nitritstickstoffgehalt von 1,95 mg $\cdot$ l^{-1} sowie ein Nitratstickstoffgehalt von 1,38 mg $\cdot$ l^{-1} nachgewiesen werden. Nach Abbildung 40 ist im Ablauf der Aktivkohlefiltersäule kein wesentlicher Unterschied der Stickstoffparameter bei einem Durchfluss von zwei und vier Litern pro Stunde zu erkennen. Bei beiden Durchsatzraten konnte nahezu der gesamte Gehalt an Ammoniumstickstoff abgebaut werden.

Durch die Filtration über Quarzsand wurden bei einer Filtergeschwindigkeit von einem Meter pro Stunde rund drei Viertel des Ammoniumstickstoffgehalts abgebaut. Bei der doppelt so hohen Geschwindigkeit konnten rund 55 % des Ammoniums umgesetzt werden. Im Zusammenhang mit dem erhöhten Ammoniumumsatz im Quarzsandfilter ergaben sich bei einer Filtergeschwindigkeit von zwei Meter pro Stunde auch höhere Nitrit– und Nitratstickstoffkonzentrationen.

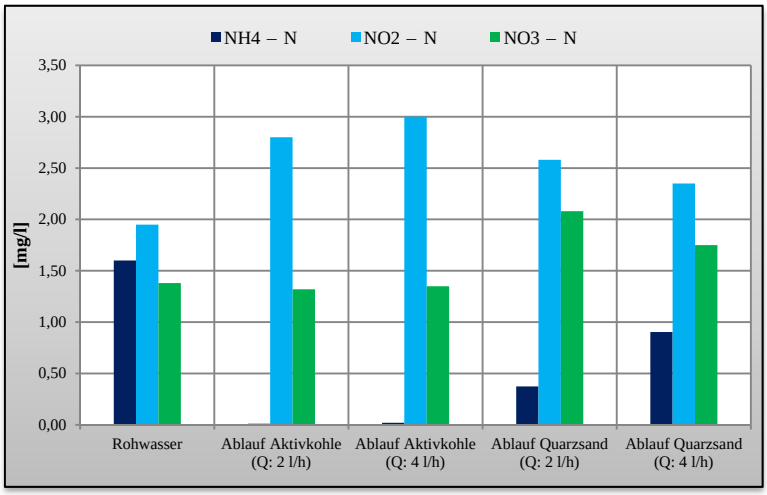


Abbildung 40: Gehalt an Ammoniumstickstoff, Nitritstickstoff und Nitratstickstoff im Rohwasser und in den Abläufen des Aktivkohlefilters und Quarzsandfilters

Anhand der erhöhten Nitritkonzentrationen und annähernd konstanten Nitratkonzentrationen im Vergleich zur Rohwasserbeschaffenheit ist davon auszugehen, dass der gesamte Gehalt an Ammonium ausschließlich in Nitrit umgewandelt wurde. Die auf die Nitritproduktion folgende Nitratation kann analog zu den vorangegangenen Untersuchungen zum Zeitpunkt der Versuchsdurchführung noch nicht festgestellt werden.

Bei der Versuchsdurchführung wurden keine begleitenden Sauerstoffmessungen durchgeführt. Die reduzierte Ammoniumumsetzung bzw. Nitrifikation bei erhöhten Filtergeschwindigkeiten ist plausibel, der Einfluss eines mangelnden Sauerstoffhaushaltes konnte jedoch nicht ausgeschlossen bzw. quantifiziert werden.

5.1.3 Schlussfolgerungen der Untersuchungen im Labormaßstab

Im Verlauf und nach Abschluss der Versuchsdurchführung konnten verschiedene Erkenntnisse gesammelt werden.

Der Beginn des Ammoniumabbaus war (hydraulischen Aufenthaltszeit des aufzubereitenden Wassers: eine Stunde) nach elf Tagen im Aktivkohlefilter, nach 14 Tagen im Quarzsandfilter und nach 18 Tagen in der Kunststofffüllkörperfiltersäule nachweisbar. Nach dreieinhalb Wochen Versuchsbetrieb konnte annähernd der gesamte Gehalt an Ammonium im Aktivkohle– und Quarzsandfilter (Filtergeschwindigkeit: 0,5 Meter pro Stunde) abgebaut werden. Durch die Filtration über die Kunststofffüllkörper konnten Ammoniumumsatzrate von lediglich 50 % nach fünf Wochen festgestellt werden. Angesichts einer Erhöhung der Filtergeschwindigkeit im Anschluss an die Einfahrphase des Versuchsbetriebs auf einen und zwei Meter pro Stunde wurde im Aktivkohlefilter ein nahezu vollständiger Abbau des Ammoniums bei beiden Geschwindigkeiten ermittelt. Im Gegensatz dazu konnte im Ablauf des Quarzsandfilters ein 75 % – iger Ammoniumumsatz bei einer Filtergeschwindigkeit von einem Meter pro Stunde und ein 55 % – iger Ammoniumumsatz bei einer Filtergeschwindigkeit von zwei Meter pro Stunde nachgewiesen werden.

Im Zusammenhang mit dem Ammoniumabbau wurden während der gesamten Versuchsdurchführung erhöhte Nitritkonzentrationen und annähernd konstante Nitratgehalte in den Filterabläufen festgestellt. Die Analyseergebnisse lassen darauf schließen, dass die nitritoxidierenden Bakterienkulturen erst aufgebaut werden müssen.

Der Aufbau der für die vollständige Nitrifikation erforderlichen, biologisch aktiven Biomasse könnte durch einen entsprechenden Sauerstoffeintrag optimiert und weiter beschleunigt werden. Im Zuge einer weiterführenden Untersuchung wird die Versuchsanlage mittels eines zusätzlichen Lufteintrags in den Zulauf der Filtersäulen dahingehend modifiziert, um in weiterer Folge eine vollständige Nitrifikation im Filtermedium erreichen zu können.

5.2 Pilotanlage

Aufgrund der Vorgaben und Rahmenbedingungen der Masterarbeit bezieht sich die Interpretation und Diskussion der Ergebnisse des Pilotbetriebes auf die in der Anfangsphase aufgezeichneten Daten. Innerhalb dieser Zeitspanne konnten aufgrund von permanent notwendigen Anpassungen und Korrekturen ausschließlich inhomogene Datenstrukturen aufgezeichnet werden. Darüber hinaus führten Eisen– und Manganablagerungen zu Beeinträchtigungen der s:can – Sonden und einer damit verbundenen fehlerhaften Daten-aufzeichnung.

Das Hauptaugenmerk der durchgeführten Qualitätsanalysen galt der Nitrifikation, exklusive der Desinfektion und der damit in Zusammenhang stehenden mikrobiologischen Beurteilung. Als Datengrundlage der nachfolgenden Ausarbeitungen wurden die vorhandenen Aufzeichnungen von LabVIEW sowie die ersten Ergebnisse des Labors und der automatisierten, computer-unterstützten Qualitätsüberwachung der Spectro::lyser – Sonde verwendet. Aufgrund der begrenzt vorhandenen, fehlerfreien Aufzeichnungen des Spectro::lysers wurde die Dokumentation und Analyse der sich ausbildenden Nitrifikation mit den im Labor analysierten Daten durchgeführt.

5.2.1 Kontinuierliche Überwachung der Betriebsparameter

Mit Hilfe der tabellarischen Aufzeichnung (Abbildung 34) können die zeitkontinuierliche Druckmessung sowie die digitale Aufzeichnung des Wasservolumenstroms grafisch veranschaulicht werden. Die der Abbildung 41 und der Abbildung 42 zugrunde legenden Daten wurden am 1. Juni 2013 zwischen null und vier Uhr analog bzw. digital aufgezeichnet.

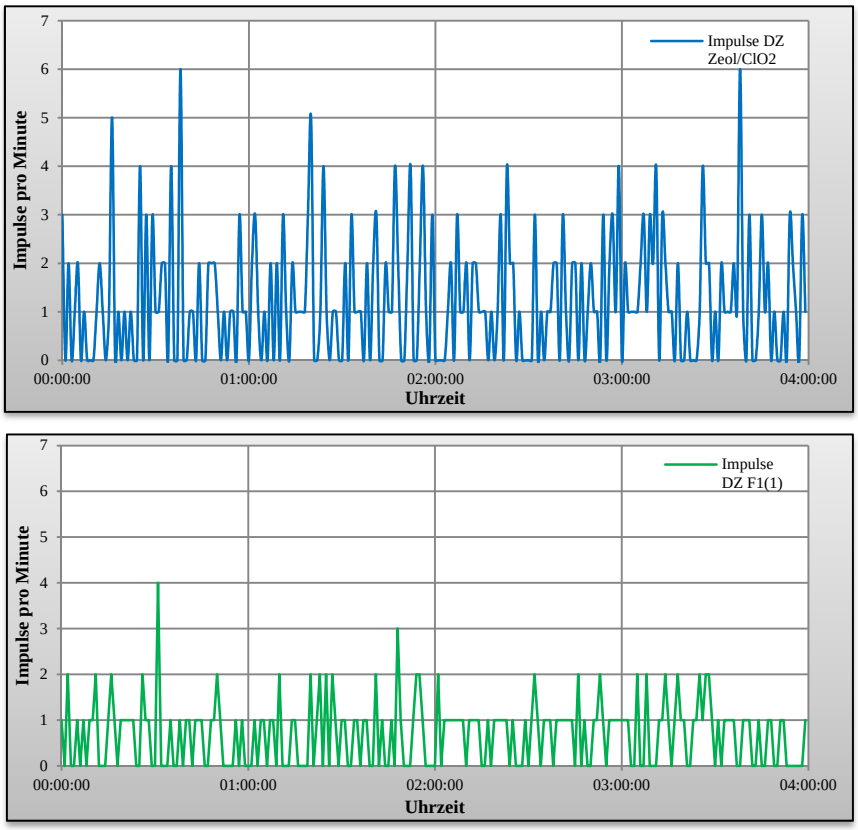


Abbildung 41: intervallbezogener Verlauf der abgegebenen Impulse des DZ Zeol/ClO_2 und DZ F1(1) (Kapitel 4.3.8.1.2)

Der in Abbildung 41 dargestellte Verlauf der abgegebenen Impulse pro Minuten wiederspiegelt den Durchfluss der Nitrifikationskomponenten sowie der Zeolithfiltration in Kombination mit der Chlordioxidanlage (Kapitel 4.3.8.1.2). Der abgegebene Impuls entspricht einem volumenbezogenen Durchfluss des Kontaktwasserzählers im Ausmaß von einem Liter.

Die digitale, numerische Aufzeichnung der Impulse pro Zeiteinheit ermöglicht eine zeitbezogene, detaillierte Erfassung des Wasservolumenstroms. Dadurch können Durchflussraten vergangener Zeitspannen exakt rückbestimmt werden. Anhand der Datentabelle vom 1. Juni lässt sich im Zeitraum zwischen null und vier Uhr ein Gesamtdurchfluss von 458 Litern feststellen. In diesem Zusammenhang entfallen 292 Liter auf die Zeolithfiltration in Kombination mit der Chlordioxidanlage und 166 Liter auf die Nitrifikation.

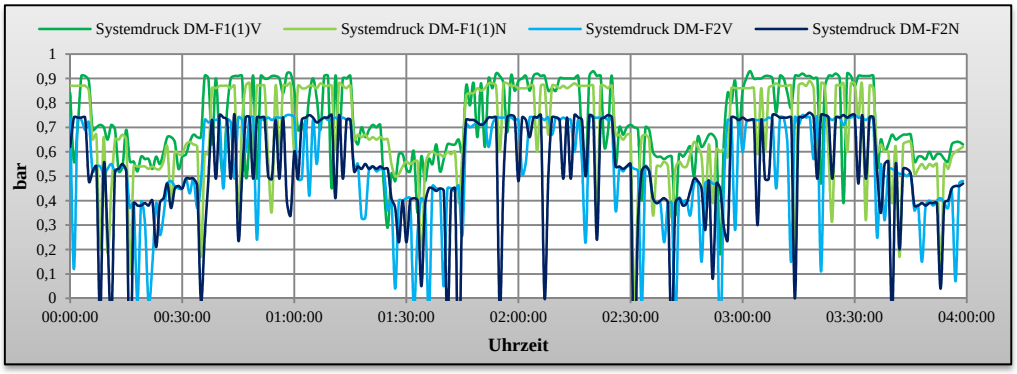


Abbildung 42: analog aufgezeichneter Systemdruckverlauf der Differenzdrucktransmitter (Kapitel 4.3.8.1.1)

Abbildung 42 zeigt den analog aufgezeichneten Systemdruckverlauf vor und. nach dem Nitrifikationsfilter sowie vor und nach dem Schnellfilter (Kapitel 4.3.8.1.1). Die periodisch auftretenden Schwankungen werden durch die Auslegung und den Betrieb der Rohwasserpumpe verursacht (Kapitel 4.3.2.1.1). Die kurzfristigen Sprünge im Systemdruckverlauf sind auf die Empfindlichkeit der Membran gegenüber Veränderungen der elektrischen Widerstände des Druckaufnehmers zurückzuführen. Aufgrund des nicht stabilisierten Netzteils, welches die Differenzdrucktransmitter mit dem Stromkreis verbindet, können Schwankungen der elektrischen Spannung und eine diskontinuierliche Stromversorgung auftreten, die in weiterer Folge eine fehlerhafte Datenaufzeichnung des Systemdrucks verursachen. In Bezug auf den korrekt dargestellten Systemdruckverlauf müssen die Hochpunkte gesondert betrachtet werden, die einzelnen Tiefpunkte sind dabei außer Acht zu lassen. In Abbildung 43 ist der Systemdruckverlauf in korrigierter Form dargestellt. Die durch die diskontinuierliche Stromversorgung hervorgerufenen kurzfristigen Schwankungen von mehr als 15 % wurden bei der Korrektur des Druckverlaufs nicht berücksichtigt.

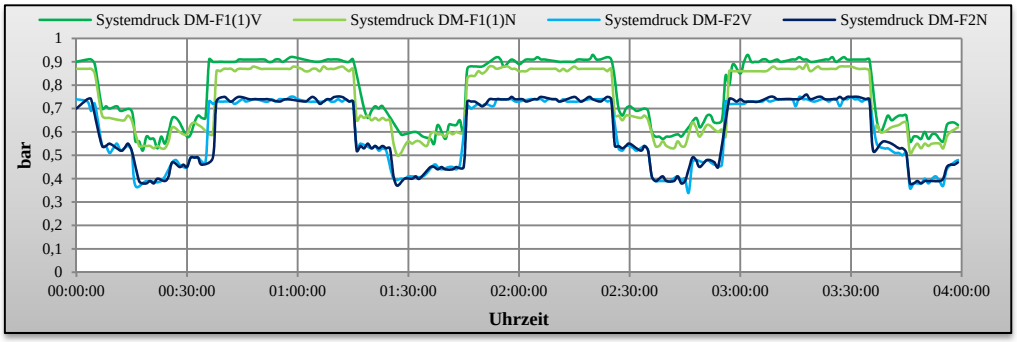


Abbildung 43: korrigierter Systemdruckverlauf (vgl.: Abbildung 42)

5.2.2 Kontinuierliche Qualitätsüberwachung des Pilotbetriebes

5.2.2.1 Aufzeichnungen des automatisierten Sonden – Betriebs (s::can)

Mit Hilfe des Spectro::lysers wurden die ersten automatisierten Daten von verschiedenen Trinkwasserparametern während der Einfahrphase des Pilotbetriebes kontinuierlich bestimmt. Aufgrund von unvorhersehbaren Eisen– und Manganablagerungen konnten mit den weiteren Sonden (Ammo::lyser, Condu::lyser, Oxy:lyser) nur fehlerhafte und damit unbrauchbare Aufzeichnungen abgespeichert werden. In Abbildung 44 sind die von der Spectro::lyser - Sonde aufgezeichneten Absorptionsraten der Pilotanlage von 1. Juni 2013 dargestellt.

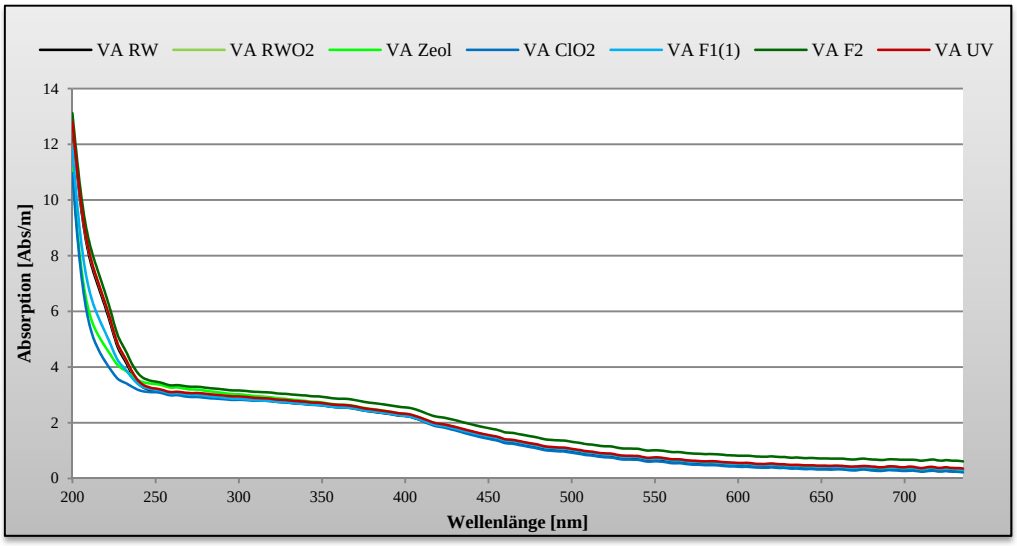


Abbildung 44: Fingerprint – Darstellung (1.6.2013)

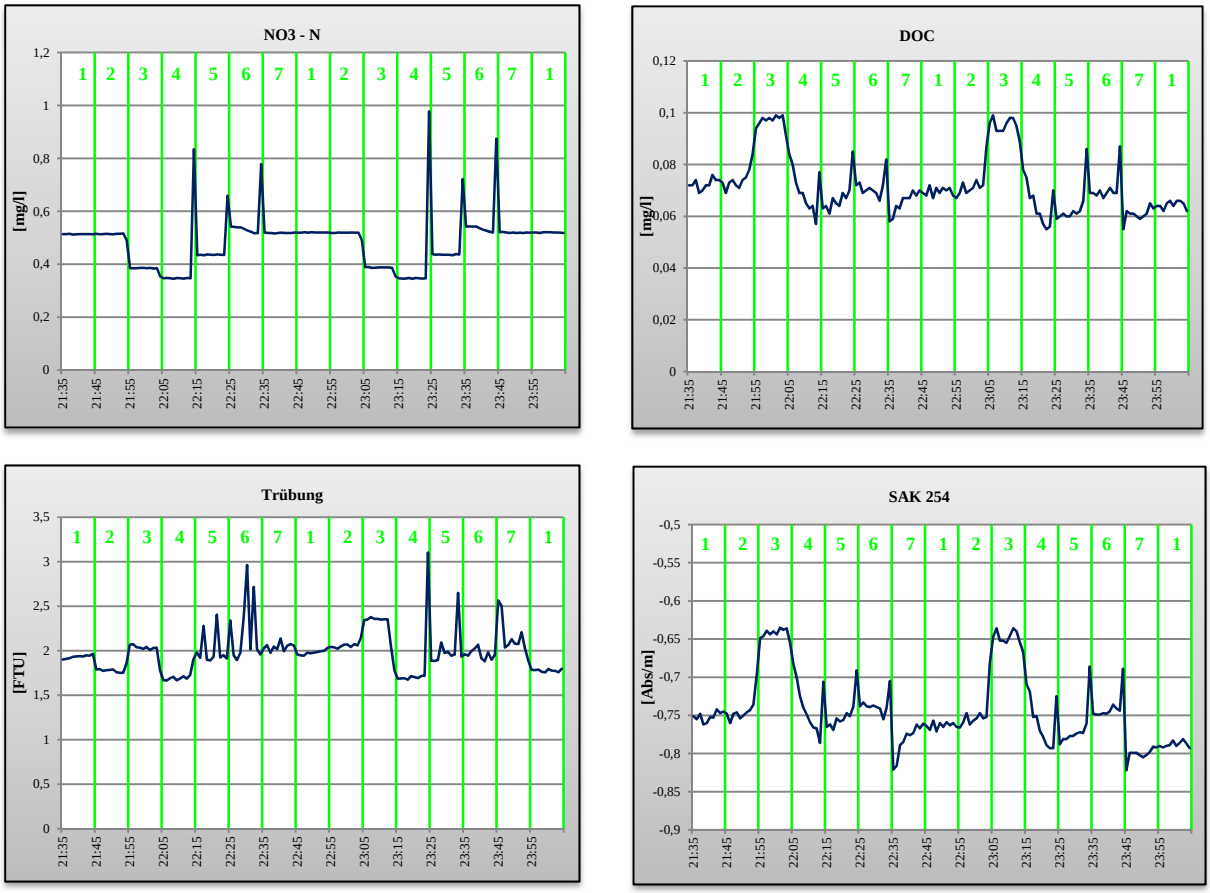
Ergänzend zu den von der Spectro::lyser – Sonde abgespeicherten Fingerprints wurden Analysen von zeitgleich genommenen Proben im Labor durchgeführt, um neben den vorkalibrierten Einstellungen eine lokale Kalibration der Sonde ermöglichen zu können. Mit den Fingerprints, die als Rohwerte kontinuierlich in der Kalibrationsdatenbank abgespeichert werden, können die in den jeweiligen Wellenlängenbereichen analysierbaren Parameter bestimmt werden. Durch die Spectro::lyser – Sonde werden unteranderem der Nitratstickstoff – Gehalt in einem Wellenlängenbereich von 200 – 250 nm, der DOC (240 – 360 nm), der spektrale Absorptionskoeffizient bei 254 nm sowie die Trübe (360 – 720 nm) bestimmt (Abbildung 37). Die annähernd vergleichbaren Verläufe der Absorptionsraten sind auf die minimalen Unterschiede der Wasserqualität durch die zu diesem Zeitpunkt nur in einem geringen Ausmaß stattfindende Nitrifikation zurückzuführen.

Mit den kontinuierlich abgespeicherten Absorptionsraten als Fingerprints und den zeitgleich genommenen Proben lassen sich auch im Nachhinein lokale Kalibrationen der Parameteraufzeichnungen durchführen. Die erste lokale Einpunkt – Kalibration der Pilotanlage erfolgte am 21. Mai mit Vergleichswerten aus dem Labor, eine genauere Zweipunkt – Kalibration war aufgrund des geringen Schwankungsbereichs der Wasserqualität noch nicht möglich. Durch die Anpassung der vorkalibrierten Einstellungen konnten in weiterer Folge die bis zu diesem Zeitpunkt aufgezeichneten Parameter verbessert bzw. korrigiert werden.

In Abbildung 45 sind die analysierten Daten der Qualitätsparameter grafische veranschaulicht. Die Parameterwerte wurden am 1. Juni 2013 aufgezeichnet. Analog zur Darstellung der Fingerprints lassen sich auch im Parameterverlauf geringe Unterschiede der Wasserqualität feststellen.

Anhand des grafischen Verlaufs der aufgezeichneten Parameterwerte können anlagenspezifische Abhängigkeiten und charakteristische Ausprägungen erkannt werden. Die vertikalen, grünen Linien der Abbildung kennzeichnen den Wechsel des elektrisch angesteuerten Magnetventils und den damit in Zusammenhang stehenden Wechsel des zu analysierenden Probenahmeteilstroms (Kapitel 4.3.8.2). Zum Zeitpunkt der Parameteraufzeichnung wurden die Magnetventile im Zeitintervall von 60 Minuten automatisiert für zehn Minuten geöffnet. Dementsprechend wurde jeder Probenahmeteilstrom in kontinuierlichen Abständen im Ausmaß von zehn Minuten über die Spectro::lyser Sonde geführt und analysiert.

Aufgrund des schwankenden Wasserdrucks im Verlauf der Aufbereitung sind die Durchflussraten der einzelnen Probenahmeteilströme ungleichmäßig verteilt. Zum Zeitpunkt, an dem ein Wechsel des Probenahmeteilstroms erfolgt, befindet sich noch eine bestimmte Restwassermenge des zuvor analysierten Teilstroms im Leitungssystem vor der Sonde. In Abhängigkeit vom Durchfluss der Messstrecke gelangt das zu analysierende Wasser nach unterschiedlichen Zeitspannen zur s::can – Sonde. Darum sind die Parameterwerte, welche zu Beginn des Zehnminutenintervalls festgestellt werden infrage zu stellen und mit den darauffolgenden Daten zu vergleichen.



1 → Rohwasser
2 → O2 angereichertes Rohwasser
3 → Ablauf Zeolithfilter
4 → Ablauf Chlordioxid
5 → Ablauf Nitrifikationsfilter 1
6 → Ablauf Schnellfilter
7 → Ablauf UV - Desinfektion
Die vertikalen grünen Linien simulieren den Wechsel des Probenahmeteilstroms.

Abbildung 45: automatisierte Parameteraufzeichnung (1.6.2013)

In den Parameterverläufen der Abbildung 45 können charakteristisch ausgeprägte Spitzen in den analysierten Volumenströmen des Nitrifikations– und Schnellfilterablaufs erkannt werden. Die Ursache der Spitzen im Trübstoffverlauf könnte in den durch den Sauerstoffeintrag gebildeten Luftblasen liegen, welche die Messung der Trübstoffe beeinträchtigen und sowohl im Nitrifikations– als auch im Schnellfilter reichlich vorhanden sind. Die im Nitratstickstoff, DOC und SAK 254 jeweils am Beginn und am Ende des Probenahmeteilstroms, unrealistisch erscheinenden, dargestellten Spitzen dürften auf betriebsbedingte Ursachen zurückzuführen sein. Die zwischen den Spitzen liegenden Parameteraufzeichnungen sind für die weiteren Untersuchungen als maßgebende Daten heranzuziehen.

Der vergleichbare Verlauf des DOC und SAK 254 lässt nur geringe anlagenspezifische Regelmäßigkeiten erkennen. Die Ähnlichkeit der beiden Darstellungen ist durch das Absorptionsspektrum, welches für beide Parameter im selben Wellenlängenbereich liegt, gegeben (Abbildung 37). Der auffallend hohe DOC – Anteil im Ablauf des Zeolithfilters ist auf das Filtermedium zurückzuführen, welches bereits im Vorfeld der Pilotierung im Zuge einer Wasseraufbereitung verwendet wurde.

Die dargestellten Nitratstickstoffkonzentrationen und der Verlauf der Trübe ermöglichen eine detailliertere Unterscheidung der einzelnen Probenahmeteilströme. Ein minimaler Unterschied ist zwischen den Nitratstickstoffkonzentrationen im Rohwasser und im Ablauf des Nitrifikationsfilters feststellbar. Die Abnahme des Nitratgehalts könnte auf eine Stickstoffausgasung zurückzuführen sein. Im Ablauf des Schnellfilters, der dem Nitrifikationsfilter nachgeschaltet ist, kann wiederum ein geringer Anstieg der Nitratkonzentration erkannt werden. Dieser Verlauf stellt ein erstes Anzeichen der zu diesem Zeitpunkt beginnenden Nitrifikation dar.

Ein konstant hoher Trübstoffgehalt wird zu diesem Zeitpunkt von den Klinoptilolithbestandteilen des Zeolithfilters emittiert.

5.2.2.2 Laboranalysen

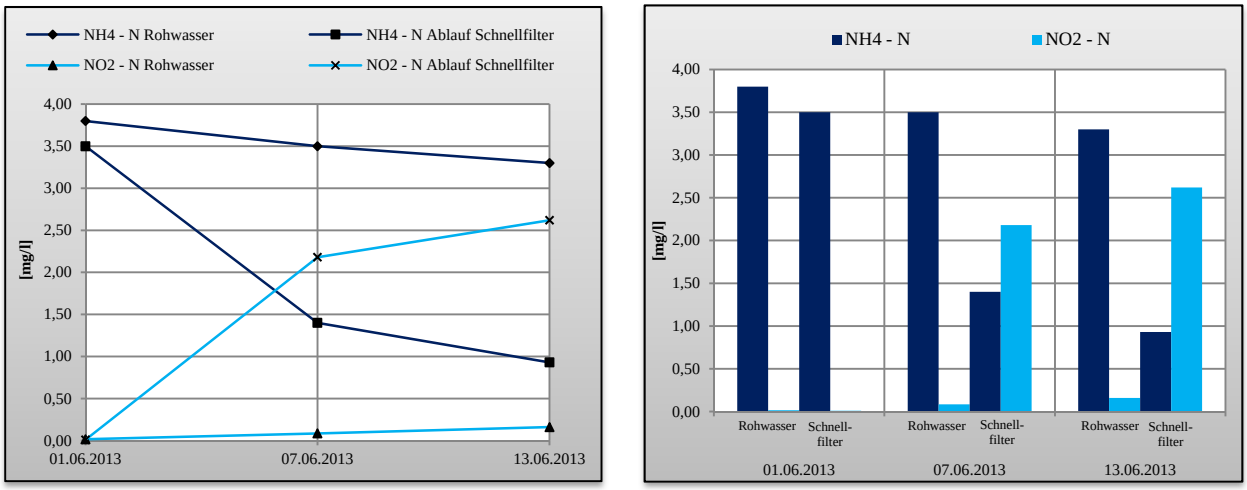
In kontinuierlich Zeitabständen werden von den unterschiedlichen Aufbereitungsschritten Proben entnommen und im Anschluss im Labor ausgewertet. Durch die Analyse im Labor kann ein Vergleich zur s::can Messung hergestellt werden, zusätzlich können die Laborergebnisse in Bezug auf die lokale Kalibration der s::can Sonden zur Anwendung kommen.

Im Verteilsystem sind insgesamt sieben Probenahmehähne angeschlossen. Dazu zählt ein Probenahmehahn für das Rohwasser, einer für das mit Sauerstoff angereicherte Rohwasser und jeweils einer für den Ablauf des Nitrifikationsfilters, des Schnellfilters, des Zeolithfilters, der Chlordioxidanlage sowie der UV – Anlage.

Anfang Mai 2013 wurde die Pilotanlage in Betrieb genommen. Der Durchfluss der Anlagenkomponenten der Nitrifikation betrug in den ersten zwei Monaten des Betriebs zwischen 50 und 100 Liter pro Stunde, der Sauerstoffeintrag war in diesem Zeitraum aufgrund von fehlenden Anlagenkomponenten und ständig notwendigen Anpassungen Schwankungen unterworfen und oft nur eingeschränkt möglich.

Im ersten Monat des Anlagenbetriebs konnten keine nennenswerten Veränderungen der Wasserqualität im Zu– und Ablauf festgestellt werden. Der in der Grafik (Abbildung 46) dargestellte Verlauf der Stickstoffparameter Ammonium und Nitrit wiederspiegelt den Beginn der Nitrifikation im Zeitraum zwischen einem und eineinhalb Monaten Versuchsbetrieb. Aufgrund der erhöhten Nitritproduktion und der gleichzeitig konstant verlaufenden Nitratgehalte kann die stattfindende Nitrifikation ausschließlich auf die Nitritation zurückgeführt werden. Im Vergleich zu den ammoniumoxidierenden Mikroorganismen sind die für die Nitratation verantwortlichen Nitrifikanten auf das für ihren Stoffwechsel notwendige Nährsubstrat Nitrit angewiesen. Durch die verspätete Produktion von Nitrit kommt es zu einer verzögerten Ausbildung der nitritoxidierenden Bakterienkulturen. Möglicherweise kann auch der schwankende und oft eingeschränkte Sauerstoffeintrag zu einer Verzögerung der Nitratation geführt haben.

In Abbildung 46 sind die ersten Laborergebnisse des Pilotbetriebes grafisch veranschaulicht.



Nitratstickstoff im Rohwasser und Ablauf Schnellfilter ≤ 0,5mg/l

Abbildung 46: Laborergebnisse des Ammoniumstickstoff– und Nitristickstoffgehalts im Rohwasser und Ablauf des Schnellfilters im Zeitraum zwischen 1. Juni und 13 Juni 2013

Aufgrund der weiterhin gegebenen Ammoniumbelastung und der erhöhten Nitritkonzentration konnten die geforderten Qualitätsparameter der Trinkwasserbeschaffenheit durch die biologische Nitrifikation (Mitte Juni 2013) noch nicht gewährleistet werden.

Am 21. Juni 2013 wurde der Durchsatz der Pilotanlage auf rund 1000 Liter pro Stunde erhöht um eine höhere Auslastung entsprechend der vorgegebenen Dimensionierungsparameter (ABLASSER & ZEROBIN, 2011) erreichen zu können. Ein Teilstrom im Ausmaß von 600 - 700 Liter wird dabei über die Anlagenkomponenten der Nitrifikation geleitet. Gleichzeitig wird ein konstanter Sauerstoffeintrag im Zuge der Nitrifikation in der Höhe von 0,4 Liter pro Minute (Zulaufdruck: 3 bar) gewährleistet.

Aufgrund der erhöhten Filtergeschwindigkeit und der damit in Zusammenhang stehenden verkürzten hydraulischen Aufenthaltszeit wurden zu Beginn dieser Untersuchungen wiederum vergleichbare Ammonium–, Nitrit– und Nitratkonzentrationen im Rohwasser und Ablauf des Schnellfilters festgestellt. In der Probe (Ablauf Schnellfilter) vom 10. Juli 2013 konnte neuerlich ein reduzierter Ammoniumgehalt sowie ein erhöhter Nitritgehalt und ein leicht gestiegener Nitratgehalt nachgewiesen werden. Die Analysen der am 19. Juli und 26. Juli vom Ablauf des Schnellfilters genommenen Proben zeigten eine weitere Abnahme der Ammoniumgehalte sowie einen Rückgang der Nitritkonzentrationen und einen erstmals festgestellten deutlichen Anstieg der Nitratkonzentrationen.

Abbildung 47 zeigt eine grafische Darstellung der Stickstoffparameter Ammonium, Nitrit und Nitrat im Rohwasser und im Ablauf des Schnellfilters im Zeitraum vom 24. Juni bis 26. Juli 2013.

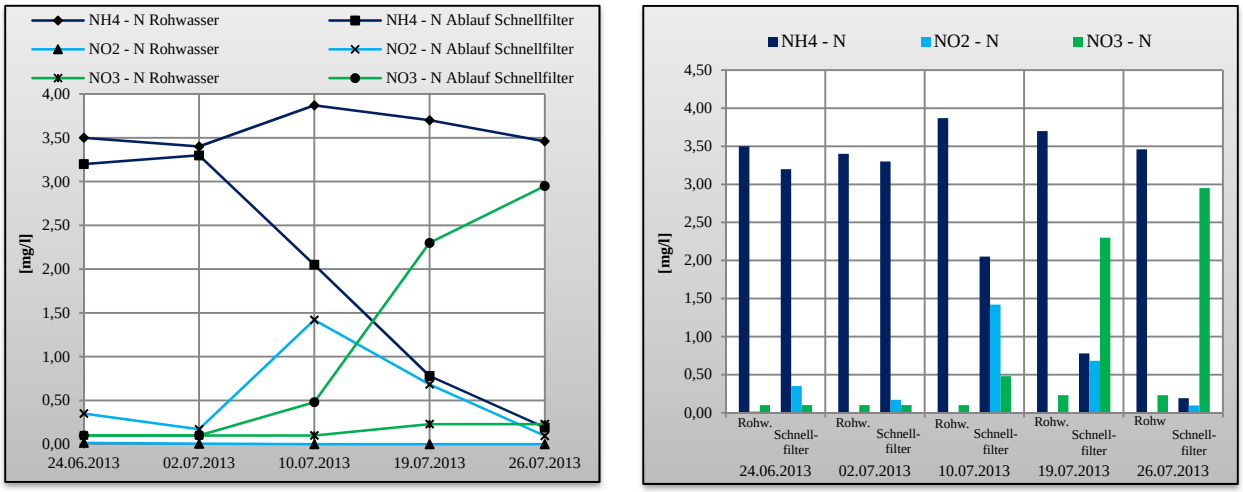


Abbildung 47: Laborergebnisse des Ammoniumstickstoff– , Nitritstickstoff– und Nitratstickstoffgehalts im Rohwasser und Ablauf des Schnellfilters im Zeitraum zwischen 24. Juni und 26 Juli 2013

Anhand des Verlaufs der analysierten Stickstoffparameter kann der verzögerte Beginn der Nitritoxidation im Vergleich zur Ammoniumoxidation grafische veranschaulicht werden, außerdem lässt sich die gegenseitige Abhängigkeit der Nitrit– und Nitratation feststellen. Die geringer werdenden Nitrit– und Ammoniumkonzentrationen im Ablauf des Schnellfilters gegen Ende dieser Untersuchung lassen darüber hinaus darauf schließen, dass das für die vollständige Nitrifikation erforderliche Gleichgewicht zwischen ammoniumoxidierenden und nitrit-oxidierenden Mikroorganismen weitestgehend aufgebaut wurde.

Durch die vorherrschenden Bedingungen im Verlauf der Nitrifikation (Ende Juli 2013) konnte der gemäß Trinkwasserverordnung vorgegebene Richtwert für Ammonium eingehalten werden. Des Weiteren kann davon ausgegangen werden, dass aufgrund der kontinuierlichen Abnahme der Nitritkonzentration eine Unterschreitung des dafür vorgesehenen Grenzwerts unmittelbar bevor steht und in den folgenden Analysen bestätigt wird.

5.2.3 Schlussfolgerungen des bisherigen Pilotbetriebes

Die in dieser Ausarbeitung dargestellten Ergebnisse des Pilotbetriebes beziehen sich aufgrund der Rahmenbedingungen der Masterarbeit ausschließlich auf die biologische Nitrifikation. Die Analysen der parallel zur Nitrifikation zur Anwendung kommenden Aufbereitungsverfahren werden in weiterführenden Studien bearbeitet und entsprechend dargelegt. Durch die eingeschränkte automatisierte, fehlerfreie Parameteraufzeichnung wurde die Dokumentation und Analyse der sich ausbildenden Nitrifikation mit den Ergebnissen des Labors durchgeführt.

Die Pilotanlage wurde Anfang Mai 2013 in Betrieb genommen. Im ersten Monat konnte keine nennenswerte Veränderung der Wasserqualität festgestellt werden. Nach eineinhalb Monaten Versuchsbetrieb (Q der Nitrifikation: 50 – 100 Liter pro Stunde) waren im Ablauf des Schnellfilters ein verringerter Ammoniumgehalt und eine erhöhte Nitritritkonzentration nachweisbar. Nachdem der Durchsatz der Nitrifikationskomponenten am 21. Juni 2013 auf 600 – 700 Liter pro Stunde erhöht wurde, konnten am 10. Juli 2013 neuerliche Veränderungen im Ammonium– und Nitritgehalt festgestellt werden. Die darauffolgenden Untersuchungen zeigten weitere Abnahmen der Ammoniumgehalte sowie deutliche Anstiege der Nitratgehalte und verringerte Nitritkonzentrationen. Am 26. Juli 2013 konnte erstmals der geforderte Richtwert für Ammonium im Ablauf des Schnellfilters unterschritten werden. Die zeitgleich festgestellte geringe Nitritkonzentration deutet darüber hinaus darauf hin, dass auch der geforderte Grenzwert für Nitrit umgehend erreicht werden kann. In Anbetracht der derzeitigen Aufbereitungsqualität kann davon ausgegangen werden, dass durch die biologische Nitrifikation die vollständige Oxidation von Ammonium in Nitrat gewährleistet wird. Dadurch kann die Problematik der geogen bedingten Ammoniumbelastung und der damit in Zusammenhang stehende Produktion von Nitrit der Wasserversorgung Wendling gelöst werden.

Die Verkehrsfähigkeit des nitrifizierten Wassers ist durch die nachgeschaltete Desinfektion zu optimieren und entsprechend der erforderlichen Qualitätsparameter zu überprüfen.

6. Zusammenfassung und Ausblick

In der vorliegenden Masterarbeit „Trinkwasseraufbereitung zur Entfernung von Ammonium – Verfahrensvarianten und Pilotierung“ wurde eine Pilotanlage in der Gemeinde Wendling (OÖ) in Kombination mit einer begleitenden Untersuchung im Labormaßstab am SIG – Technikum geplant, umgesetzt und in der Einfahrphase anhand von ersten Ergebnissen beurteilt. Das durch die Pilotanlage aufbereitete Wasser sollte neben einem hinreichend geringen Ammoniumgehalt zusätzlich eine biologische Stabilität nach den geforderten Grundsätzen aufweisen und darüber hinaus den weiteren Qualitätsanforderungen der Trinkwasserverordnung (idgF.) entsprechen. Im Vorfeld der Anlagenplanung und der Versuchsdurchführung wurde das Hauptaugenmerk auf die themabezogene Ausarbeitung der wissenschaftlichen Grundlagen gelegt.

Nach den Vorgaben des österreichischen Lebensmittelbuches ist ausschließlich die biologische Nitrifikation für den Abbau von Ammonium in Betracht zu ziehen. Im Verlauf der Nitrifikation wird das Ammonium – Ion durch verschiedene chemolithoautotrophe Bakterien unter Sauerstoffverbrauch in zwei voneinander unabhängigen Teilprozessen über Nitrit in Nitrat umgewandelt. Die Nitritation, in der eine Umwandlung von Ammonium in Nitrit erfolgt, wird von verschiedenen ammoniumoxidierenden Mikroorganismen dominiert. Die darauf folgende Nitratation, während der Nitrat aus Nitrit gebildet wird, ist durch das Auftreten von verschiedenen nitritoxidierenden Bakterienkulturen gekennzeichnet. Durch den Eingriff in die mikrobiologische Wasserbeschaffenheit im Rahmen des Aufbereitungsverfahrens muss die geforderte biologische Stabilität des aufbereiteten Trinkwassers durch eine Entfernung der organischen Kohlenstoffverbindungen in Kombination mit einer nachgeschalteten Desinfektionsanlage sichergestellt werden.

In Abhängigkeit der detaillierten Anforderungen an die Trinkwasseraufbereitung und auf Basis der wissenschaftlichen Grundlagen erfolgte die Planung und Herstellung der Pilotanlage sowie die Durchführung der begleitenden Untersuchung im Labormaßstab.

Anhand der begleitenden Untersuchung wurde ein Vergleich von verschieden Filtermedien in Bezug auf die Ammoniumabbauleistung hergestellt. Dazu wurde im Verlauf des Versuchsbetriebs ammoniumhaltiges Wasser durch Filtrationen über Quarzsand, Aktivkohle und Kunststofffüllkörper aufbereitet. In kontinuierlichen Zeitintervallen wurden von den Abläufen der Filter Proben genommen und im Labor bezüglich der Stickstoffparameter Ammonium, Nitrit und Nitrat ausgewertet.

Die Pilotanlage wurde in Anbetracht der gegebenen Rahmenbedingungen vor Ort und der möglichen weiterführenden Verwendung der Betriebskomponenten nach modularen Gesichtspunkten geplant und hergestellt. Als Räumlichkeit des Pilotbetriebes wurde ein 10 – Fuß Container ausgewählt. Neben der Nitrifikation, zu der eine Sauerstoffanreicherung, ein Nitrifikationsfilter, ein Schnellfilter und eine nachgeschaltete UV – Desinfektionsanlage zählen, sind zusätzlich ein Zeolithfilter als Medium zum Ionenaustausch und eine Chlordioxidanlage im Container untergebracht. Das Rohwasser des Versuchsbetriebs wird mit Hilfe einer Rohwasserpumpe von einem unter der Pilotanlage bestehenden Wasserspeicher entnommen und in das Verteilsystem des Containers gepumpt. Das aufbereitete Wasser wird über einen Oberflächenwasserkanal abgeleitet.

Mit Hilfe von im Verteilsystem angebrachten Regulierungseinrichtungen können die Durchflussraten und Systemdruckverläufe manuell gesteuert und eingestellt werde. Die kontinuierliche Qualitätsüberwachung der einzelnen Aufbereitungsschritte wird mittels einer speziellen Analyse– und Überwachungstechnologie (s::can) realisiert und automatisiert bzw. computerunterstützt gesteuert (LabVIEW).

Im Verlauf und nach Abschluss der begleitenden Untersuchung im Labormaßstab konnten verschiedene Erkenntnisse gesammelt werden. Bei einer Filtergeschwindigkeit von 0,5 m · h^{-1} konnten erste Ammoniumabbauraten nach elf Tagen Versuchsbetrieb im Ablauf des Aktivkohlefilters, nach 14 Tagen Versuchsbetrieb im Ablauf der Quarzsandfiltration und nach 18 Tagen Versuchsbetrieb im Ablauf der Filtration über die Kunststofffüllkörper festgestellt werden. Nahezu der gesamte Ammoniumstickstoffgehalt von rund 3 mg · l^{-1} wurde nach dreieinhalb Wochen im Aktivkohle– und Quarzsandfilter in Nitrit umgewandelt (Abbildung 48).

Mit der Filtration über die Kunststofffüllkörper konnte in diesem Zeitraum lediglich eine Ammoniumabbaurate von 50 % erreicht werden. Im Zusammenhang mit erhöhten Filtergeschwindigkeiten von einem und zwei Meter pro Stunde wurden im Quarzsand– und Aktivkohlefilter weitere Untersuchungen durchgeführt. Dabei konnte ein vollständiger Ammoniumabbau im Aktivkohlefilter bei beiden Durchflussraten nachgewiesen werden. Im Ablauf des Quarzsandfilters waren hingegen 25 % des Ammoniumstickstoffs bei einer Filtergeschwindigkeit von einem Meter pro Stunde und 45 % bei zwei Meter pro Stunde noch nachweisbar.

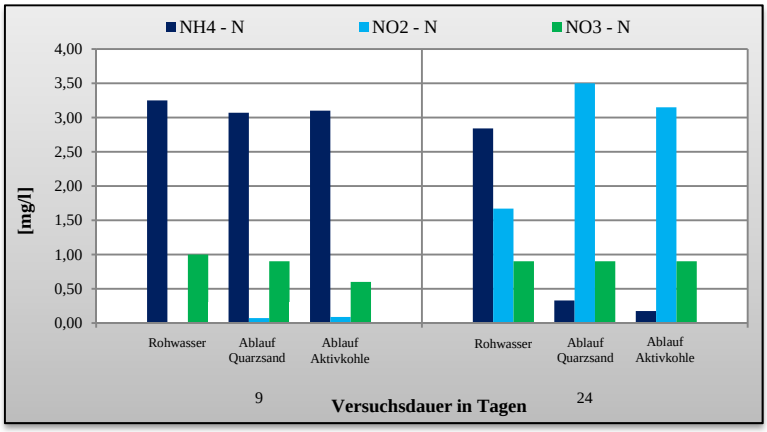


Abbildung 48: Darstellung der Stickstoffparameter zu Beginn und gegen Ende der begleitenden Untersuchung im Labormaßstab

In der Anfangsphase des Pilotbetriebes wurde die automatisierte Parameteraufzeichnung durch Eisen – und Manganablagerungen beeinträchtigt. Durch das begrenzt fehlerfrei vorhandene Datenvolumen der automatisierten Aufzeichnung wurde die Dokumentation und Analyse der sich ausbildenden Nitrifikation mit den Ergebnissen der begleitenden Laboranalysen durchgeführt.

Anhand der Laboranalysen und der begrenzt vorhandenen, kontinuierlichen Aufzeichnungen wurden im ersten Monat nach der Inbetriebnahme der Pilotanlage, Anfang Mai 2013, keine Veränderungen der Ammonium–, Nitrit– und Nitratkonzentrationen im Schnellfilterablauf festgestellt. Im weiteren Verlauf des Pilotbetriebes wurde der Beginn des Ammoniumumsatzes erstmals nach eineinhalb Monaten nachgewiesen. Ein signifikanter Anstieg der Nitritkonzentration wurde im Zusammenhang mit der beginnenden Ammoniumoxidation zeitgleich analysiert. Im dritten Monat des Pilotbetriebes konnte neben der bereits seit längerer Zeit vorhandenen Nitritation auch eine einsetzende Nitratation festgestellt werden. Die Ausbildung der Nitratation führte in weiterer Folge zu einer kontinuierlichen Abnahme der Nitritkonzentrationen. Die gegen Ende des dritten Monats durchgeführte Analyse zeigte, dass annähernd der gesamte Gehalt an Ammonium über Nitrit in Nitrat oxidiert wurde und die dafür verantwortlichen ammonium– und nitritoxidierende Bakterienkulturen entsprechend ausgebildet wurden (Abbildung 49).

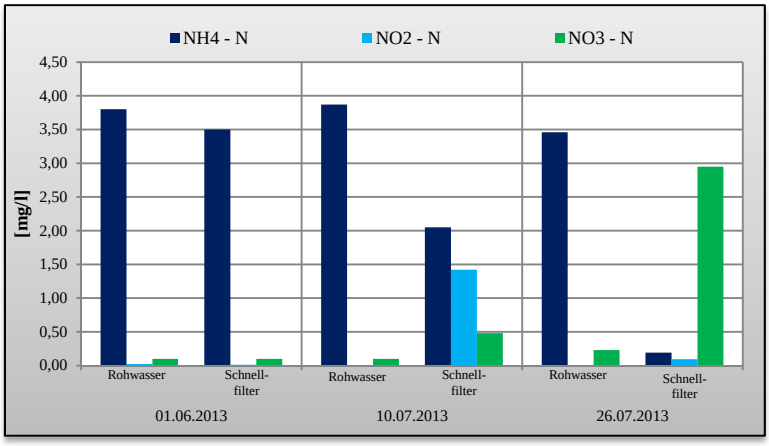


Abbildung 49: Darstellung der sich ausbildenden Nitrifikation innerhalb der ersten drei Monate des Pilotbetriebes

Durch die gegebene Nitrifikation (Ende Juli 2013) kann der gemäß Trinkwasserverordnung vorgegebene Richtwert für Ammonium bereits eingehalten werden. In den unmittelbar folgenden Analysen dürfte darüber hinaus auch der vorgegebene Grenzwert für Nitrit im Ablauf des Schnellfilters unterschritten werden können.

Unter den gegebenen Verhältnissen kann die Problematik der geogen bedingten Ammoniumbelastung und der damit in Zusammenhang stehenden erhöhten Nitritkonzentration gelöst werden. Aufgrund des mikrobiellen Eingriffs in die Wasserbeschaffenheit, ist die biologische Stabilität des nitrifizierten Wassers durch die nachgeschaltete Desinfektion herzustellen. Die weiteren Qualitätsparameter sind laut Trinkwasserverordnung in Bezug auf eine Verkehrsfähigkeit und einwandfrei Qualität des abgegebenen Wassers der Pilotanlage zu überprüfen und einzuhalten.

Ausblick

Nach Abschluss des Pilotbetriebes, kann, aufbauend auf den Erkenntnissen der Versuchsdurchführung, eine nach dem Stand der Technik ausgeführte Trinkwasseraufbereitungsanlage an die gegebene Situation vor Ort angepasst werden. Aufgrund der darauf ausgelegten Anlagenkonfiguration, ist eine unmittelbare Adaption von bereits bestehenden Betriebskomponenten möglich. Anlagenbegleitend sollten fortlaufend kontinuierliche Überwachungen und Optimierungen der Betriebsparameter sowie der Anlagenkomponenten ermöglicht werden.

In Anbetracht der häufig auftretenden, vergleichbaren Problemstellungen können die Erfahrungen der Pilotierung in Form von angepassten Technologien zur Trinkwasseraufbereitung bei kleinen Wasserversorgungen weiter gegeben und letztendlich umgesetzt werden. Das Hauptaugenmerk sollte dabei weiterhin auf einen dementsprechend hohen Automatisierungsgrad, einen geringen Energieaufwand und einen einwandfreien hygienischen Zustand des aufbereiteten Trinkwassers gelegt werden.

Reduzierte Grundwasserkörper können neben erhöhten Ammoniumkonzentrationen auch Spuren von Eisen und Mangan enthalten. Dadurch können unter Umständen Störungen bzw. Beeinträchtigungen des laufenden Betriebs der Aufbereitungsanlage verursacht werden. Gegebenenfalls ist im Zusammenhang mit der Ammoniumentfernung eine Abtrennung des Eisens und Mangans in Form einer Voroxidation in Kombination mit einem nachgeschalteten Schnellfilter anzuwenden.

7. Glossar und Abkürzungsverzeichnis

AOA	*Ammonia Oxidizing Archaea* ammoniumoxidierende Archaebakterien	**AOB**	*Ammonia Oxidizing Bacteria* ammoniumoxidierende Bakterien
AOC	*Assimilable OrganicCcarbon* assimilierbarer organischer Kohlenstoff	**ATP**	Adenosintriphosphat Primäre Energiequelle des Stoffwechsels
BDOC	*Biodegradable dissolved organic carbon* biologisch abbaubarer gelöster Kohlenstoff	**BOM**	*Biodegradable OrganicMatter* biologisch abbaubare organische Substanzen
CFU	*Colony Forming Unit* koloniebildende Einheit	**DOC**	*Dissolved Organic Carbon* gelöster organischer Kohlenstoff
FCM	*Flow Cytometry Measurement* laserunterstützte Analyse und Erfassung von Bakterienzellen	**FTU**	*Formazine Turbidity Units* Trübungseinheit
HPC	*Heterotrophic Plate Counts* Analysemethode zur Bestimmung von heterotrophen Keimzahlen	**KBE**	Koloniebildende Einheiten Parameter der Trinkwasserverordnung
LabVIEW	*Laboratory Virtual Instrumentation Engineering Workbench* objektorientiertes Programmiersystem zur Überwachung und Automatisierung von Betriebsabläufen	**SAK – 254**	Spektraler Absorptionskoeffizient Absorptionsrate von UV – Strahlen an gelösten organischen Stoffen bei einer Wellenl. von 254 nm (DVGW W 294 – 1)
SSK – 254	Spektraler Schwächungskoeffizient Summe aus SAK – 254 und spektralen Streukoeffizient (DVGW W 294 – 1)	**TOC**	*Total Organic Carbon* gesamter organischer Kohlenstoff
TIC	*Total Inorganic Carbon* gesamter anorganischer Kohlenstoff	**pK_b**	negativer dekadischer Logarithmus der Basenkonstante K_b
pK_s	negativer dekadischer Logarithmus der Säurekonstante K_s	**Q**	Durchfluss in Liter pro Stunde

8. Literaturverzeichnis

ABLASSER, C. & ZEROBIN, J. (2011). *Biologische Ammoniumentfernung in kleinen Anlagen – Fallbeispiel Wendling*. Univ. für Bodenkultur, Wien. November, 2011.

AMT DER OÖ. LANDESREGIERUNG. (2011). Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft; Abteilung Grund und Trinkwasserwirtschaft (Hrsg.). *Nitrat im Trinkwasser*. Online im Internet: URL: http://www.land-oberoesterreich.gv.at (Infoblatt Nitrat im Trinkwasser. Stand 11/11).

AMT DER OÖ. LANDESREGIERUNG. (2011). Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft; Abteilung Grund und Trinkwasserwirtschaft (Hrsg.). *Was bedeuten die einzelnen Parameter? – Tiefenwasser*. Online im Internet: URL: http://www.land-oberoesterreich.gv.at/cps/rde/xchg/ooe/hs.xsl/15093_DEU_HTML.htm (Abruf: 20.3.2013).

AQUAFIDES. (2012). *Betriebsanleitung UVC Desinfektionsanlagen*. Aquafides GmbH, Photo-Play Straße 1; A-4860 Lenzing; www.aquafides.at

CYPIONKA, H. (2010). Grundlagen der Mikrobiologie (4., überarbeitete und aktualisierte Auflage). In H. Cypionka (Hrsg.), *Mikrobielle Ökologie und Biogeochemie*. Springer – Verlag: Heidelberg.

DEGREMONT OR ONDEO INDUSTRIAL SOLUTIONS. (2007). *Water Treatment Handbook* (seventh edition). Volume 1 and 2. Degremont: Rueil – Malmaison.

DR. KÜKE GmbH. *Technisches Merkblatt DK – DOX – aktiv 0,3 % – Trinkwasserdesinfektion*. Dr. Küke GmbH.; Schaumburgerstraße 11; 30900 Wedemark; kueke@kueke.de

EARTH SYSTEMS AND ENVIRONMENTAL SCIENCES. In Hammes, F.; Velten, S.; Egli, T. (Hrsg.). (2011). *6.41 Biotreatment of Drinking Water*. Eawag, Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Dübendorf, Switzerland. 517–530.

GIMBEL, R.; JEKEL, M.; LIESZFELD, R. (2004). *Wasseraufbereitung – Grundlagen und Verfahren*. Lehr und Handbuch Wasserversorgung Bd. 6. Deutsche Vereinigung des Gas– und Wasserfaches e.V. (Hrsg.). Oldenbourg Industrieverlag: München, Wien.

GUJER, W. (2007). *Siedlungswasserwirtschaft*. (3., bearbeitete Auflage). Springer – Verlag: Berlin, Heidelberg.

GUJER, W. (2009). *Nitrification and me – A subjective review*. Water Research 44 (2010) 1–19.

HAMMES, F.; BERNEY, M.; WANG, Y.; VITAL, M.; KÖSTER, O.; EGLI, T. (2008). *Flow–cytometric total bacterial cell counts as a descriptive microbiological parameter for drinking water treatment processes*. Water Research, 42 (2008), 269 – 277.

JETTEN, M. S. M.; STROUS, M.; VAN DE PAS-SCHOONEN, K. T.; SCHALK, J.; VAN DONGEN, U. G. J. M.; VAN DE GRAAF, A. A.; LOGEMANN, S.; MUYZER, G.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; KUENEN, J. G. (1999). *The anaerobic oxidation of ammonium*. Federation of European Microbiological Societies, Microbiology Reviews, 22 (1999), 421 – 437.

KÖLLE, W. (2010). *Wasseranalysen richtig beurteilen* (3., aktualisierte und erweiterte Auflage). Wiley – VCH Verlag GmbH & Co. KGaA: Weinheim.

KURAMA, H.; KARAGÜZEL, C.; MERGAN, T.; CELIK, M.S. (2010). *Ammonium removal from aqueous solutions by dissolved air flotation in the presence of zeolite carrier*. Desalination 253 (2010), 147 – 152.

LAUTENSCHLAGER, K.; HWANG, C.; LIU, W.; BOON, N.; KÖSTER, O.; VROUWENVELDER, H.; EGLI, T.; HAMMES, F. (2013). *A microbiology – based multi – parametric approach towards assessing biological stability in drinking water distribution networks*. Water Research, 47 (2013), 3015 – 3025.

MUTSCHMANN & STIMMELMAYR. Taschenbuch der Wasserversorgung (15., vollständig überarbeitete und aktualisierte Auflage mit 422 Abbildungen und 286 Tabellen). In B. Wricke (Hrsg.). (2011). *Wasseraufbereitung* (S. 157 – 324). Springer – Verlag: Wiesbaden.

S::CAN. *Manuals & technical documentation*. Brigittagasse 22 – 24; A-1200 Wien; http://www.s–can.at/

SCHEFFER & SCHACHTSCHNABEL. Lehrbuch der Bodenkunde. (16. Auflage). In H. – P. Blume (Hrsg.). (2010). 5 *Chemische Eigenschaften und Prozesse* (S. 122). Springer - Verlag: Heidelberg.

SCHEFFER & SCHACHTSCHNABEL. Lehrbuch der Bodenkunde. (16. Auflage). In H. – P. Blume (Hrsg.). (2010). 9 *Böden als Pflanzenstandorte* (S. 405). Springer – Verlag: Heidelberg.

SCHLEGEL, H.G. (1969). Allgemeine Mikrobiologie. In Fuchs G. (Hrsg.). (2007). *Allgemeine Mikrobiologie.* (8., vollständig überarbeitete und erweiterte Auflage). Georg Thieme Verlag: Stuttgart, New York.

SIMON, J. (2002). *Enzymology and bioenergetics of respiratory nitrite ammonification.* Federation of European Microbiological Societies, Microbiology Reviews, 26 (2002), 285 – 309.

STENSTROM, K.; PODUSKA, A. (1980). *The effect of dissolved oxygen concentration on nitrification.* Water research, Volume 14, Issue 6 (1980), 643–649.

STUTTGARTER BERICHTE ZUR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT; 171. (2003) Forschungs– und Entwicklungsinstitut für Industrie– und Siedlungswasserwirtschaft sowie Abfallwirtschaft e.V. in Stuttgart. In Friedle, M. (Hrsg.), *Weiterentwicklung der unterirdischen Wasseraufbereitung zur In – situ Behandlung von stark reduzierten Grundwasserkörpern.* Oldenburg – Verlag: München.

SUDARNO. (2011). *Nitrification in Fixed Bed Reactor – Treating Saline Wastewater.* Dissertation, Fakultät für Bauingenieur–,Geo– und Umweltwissenschaften, Karlsruhe, Deutschland.

TRÄNCKNER, J.; WRICKE, B.; GROSZE, D.; (2006). *Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver– und Wasserentsorgung Teil I: Trinkwasser Band 2: Leitfaden.* Deutsche Vereinigung des Gas und Wasserfaches e. V. – Technologiezentrum Wasser (TZW) – Außenstelle Dresden. Eigenverlag DVGW – Technologiezentrum Wasser: Karlsruhe.

WANG, S.; PENG, Y. (2010). *Natural Zeolites as effective adsorbents in water and wastewater treatment*. Chemical Engineering Journal 156 (2010), 11 – 24.

YOU, J,; DAS, A.; DOLAN, E. M.; HU, Z. (2009). *Ammonmia – oxidizing archaea involved in nitrogen removal.* Water Research 43 (2009), 1801 – 1809.

Gesetze, Normen, Regelwerke, Richtlinien und Verordnungen

BUNDESMINISTERIUM FÜR GESUNDHEIT. (2007). *Österreichisches Lebensmittelbuch; IV. Auflage; Codex – Kapitel, B1, Trinkwasser.* Wien.

BUNDESMINISTERIUM FÜR SOZIALE SICHERHEIT UND GENERATIONEN. (2001). *Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung – TWV)*; BGBl. II Nr. 304/2011, idgF. Wien.

DEUTSCHE VEREINIGUNG DES GAS UND WASSERFACHES e. V (DVGW) – Arbeits u. Merkblätter. Wirtschafts– und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH: Bonn.

DVGW Regelwerk, W 294 – 1 (2006): *UV – Geräte zur Desinfektion in der Wasserversorgung*; *Teil 1: Anforderungen an Beschaffenheit, Funktion und Betrieb*

DVGW Regelwerk, W 224 (2010): *Verfahren zur Desinfektion von Trinkwasser mit Chlordioxid*

FACHNORMENAUSSCHUSS WASSERGÜTE UND AUFBEREITUNG. (2001). *ÖNORM M 5873 – 1. Anlagen zur Desinfektion von Wasser mittels Ultraviolett – Strahlen. Anforderungen und Prüfung – Anlagen mit Quecksilberdampf – Niederdruckstrahlern.* Österreichisches Normungsinstitut, Wien.

WASSERRECHTSGESETZ 1959 – WRG 1959, BGBl. Nr. 215/1959 (WV), Gesamte Rechtsvorschrift für Wasserrechtsgesetz 1959, idgF.

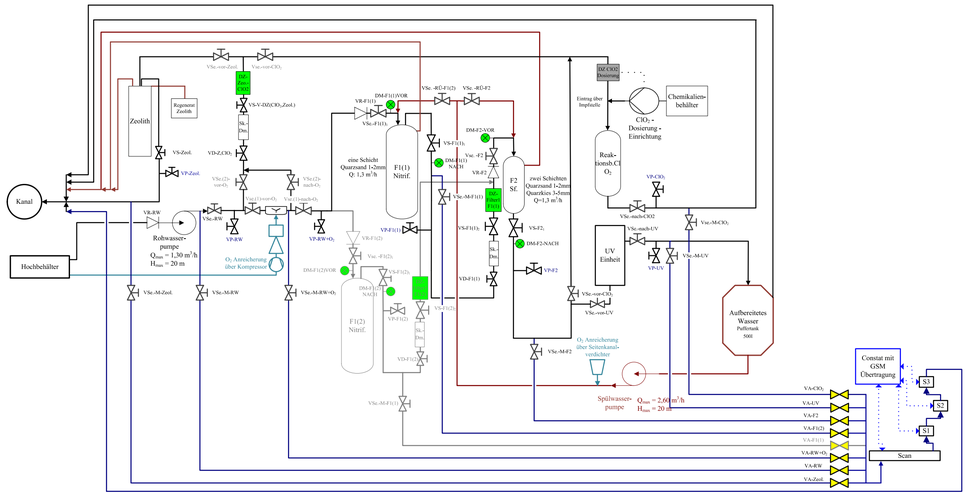
9. Formelverzeichnis

Formel 1: Stickstofffixierung 7
Formel 2:biologische Mineralisierung 8
Formel 3: Nitratreduktase 8
Formel 4: Nitritreduktase 9
Formel 5: Ammonium – Monooxygenase mit O_2 11
Formel 6: Ammonium – Monooxygenase mit N_2O_4 12
Formel 7: Hydroxylamin – Dehydrogenase 12
Formel 8: Prozessskinetik Nitritation 12
Formel 9: Nitrit/Nitrat Oxidoreduktase 13
Formel 10: Prozesskinetik Nitratation 13
Formel 11: stöchiometrische Bilanz der Nitrifikation 13
Formel 12: Wachstumsrate der Mikroorganismen in Abhängigkeit der Substratkonzentration 13
Formel 13: Nitratreduktase (vgl.: Formel 3), ... 19
Formel 14: Nitritreduktase (vgl.: Formel 4) 19
Formel 15: Stickstoffmonoxidreduktase 19
Formel 16: Distickstoffmonoxidreduktase 20
Formel 17: Mengenverhältnis Ammonium–Ammoniak 20
Formel 18: Bestimmung der Gleichgewichtskonstante in Abhängigkeit von NH_3 und NH_4^+ 20
Formel 19: analytischer Zusammenhang im Zuge der Ermittlung von Ks 20
Formel 20: Gehaltsermittlung von NH_3 aus (NH_4^+ + NH_3) – N in Abhängigkeit von Temperatur und pH – Wert 20
Formel 21: Reaktion von NO_2^- und sekundären Aminen unter Bildung von Nitrosaminen 21
Formel 22: Grenzwert für Nitrat und Nitrit lt. TWV, BGBl. II Nr.304/2001 i.d.g.F; Chemischer Parameter 21
Formel 23: Zerfall von ClO_2 unter Bildung von ClO_2^- und ClO_3^- 30
Formel 24: Zerfall von ClO_2^- unter Bildung von ClO_2, Cl^- und ClO_3^- 30
Formel 25: Zerfall von ClO_2 unter Bildung von Cl^- und ClO_3^- 30
Formel 26: Bildung von Chlordioxid durch die Oxidation von Chlorit durch Peroxodisulfat. 54

10. Anhang

10.1 Anhang 1

Ausführungspläne der Pilotanlage



Legende

Signal IN

Signal OUT

Fließrichtung: Trinkwasseraufbereitung (Ø: 3/4 Zoll; Außend.: 22mm)

Fließrichtung: Messung der Wasserqualität (Ø: 1/2 Zoll; Außend.: 15mm/9mm)

Fließrichtung: Rückspülung (Ø: 1 Zoll)

S3 Sonde

Schwebekörper Durchflussmesser

VR-XX Rückschlagventil

VD-XX Drosselventil

VS-XX Sperrventil

VA-XX Magnetventil (gesteuert)

VSc-XX Gerades Service Ventil für Vorrohrung (Aufbereitung)

VSc-M-XX Gerades Service Ventil für Messstrecke

VP-XX Hahn für Wasserprobenahme

Luftkompressor

Luftinjektor

Mischer (Wasser+O2)

Seitenkanal-verdichter

Wasserzähler - Chlordioxiddosierung

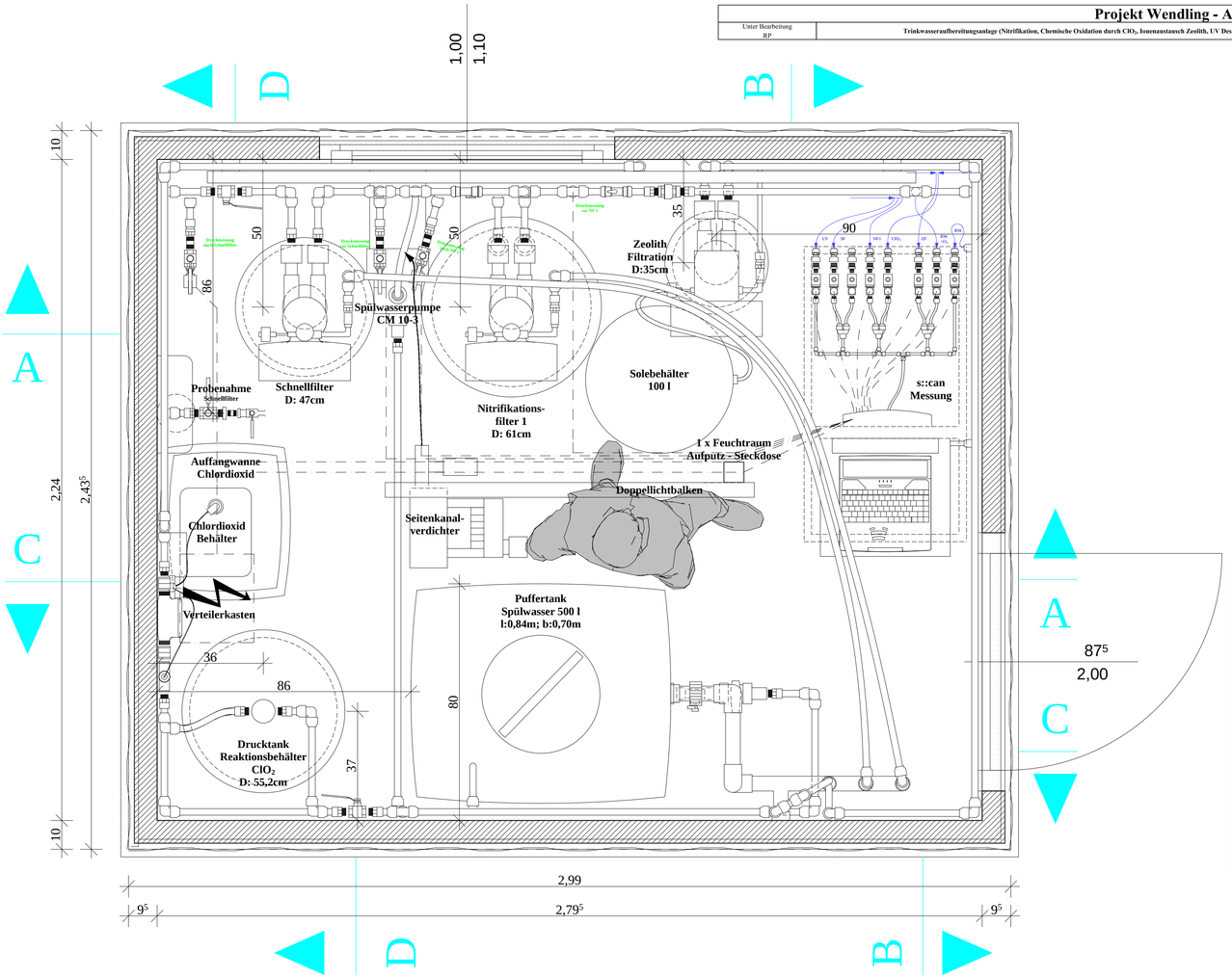
Aufputzwasserzähler

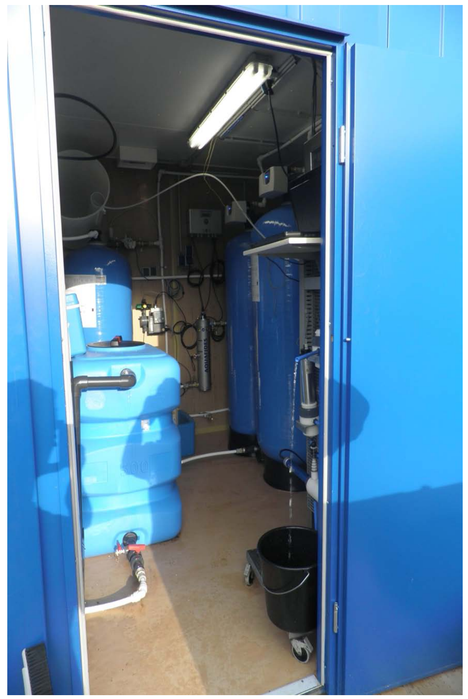
Rohrwasserpumpe

DM-X Druckmessung

Spülwasserpumpe

Projekt Wendling - Anlagenschema			
Unter Bearbeitung RP	Trinkwasseraufbereitungsanlage (Nitrifikation, Chemische Oxidation durch ClO_2, Ionenaustausch Zeolith, UV Desinfektion) / 10" Container	20-06-2013	Seite 1/1





John Guest - Steckverbinder für Druckluftanlagen

Winkel Verbinder Rohr AD15
Art. Nr.: PM0315E

Adapter
AG 1/2 - 1/4

Einschraubverbinder
Rohr AD x Gewinde 8 x 1/4"
Art. Nr.: PM010812E

Y - Steck Verbinder
Rohr AD 8
Art. Nr.: PM2308E

T - Verbinder
Rohr AD 8
Art. Nr.: RM0208E

Aufschraubverbinder
Rohr AD x IG 15 x 1/2"
Art. Nr.: PSE 3201W

Winkel Verbinder
Rohr AD 8
Art. Nr.: RM0308E

John Guest - Rohrleitungsfittings für Sanitär und Heizungssysteme

Einschraubverbinder aus Messing Rohr AD x AG 22 x 3/4"
Art. Nr.: 22MC (3/4")

Aufschraubverbinder aus Messing
Rohr AD x IG 22 x 3/4"
Art. Nr.: MW452216N

Regelbarer Absperrhahn aus Kunststoff, Rohr AD: 22mm
Art. Nr.: 22STV

T-Verbinder Rohr AD 22x22x22
Art. Nr.: PEM0222W

Winkel Verbinder Rohr AD 22
Art. Nr.: PEM 0322W

T-Reduzier Verbinder Rohr AD 22x22x15 Art. Nr.: PEM3022AW

Speedfit 22mm

Gerades Service Ventil mit Betätigungshebel Rohr AD15
Art. Nr.: 15SV-H

Gerades Service Ventil mit Betätigungshebel Rohr AD22
Art. Nr.: 22SV-H

Messstrecke (s::can)

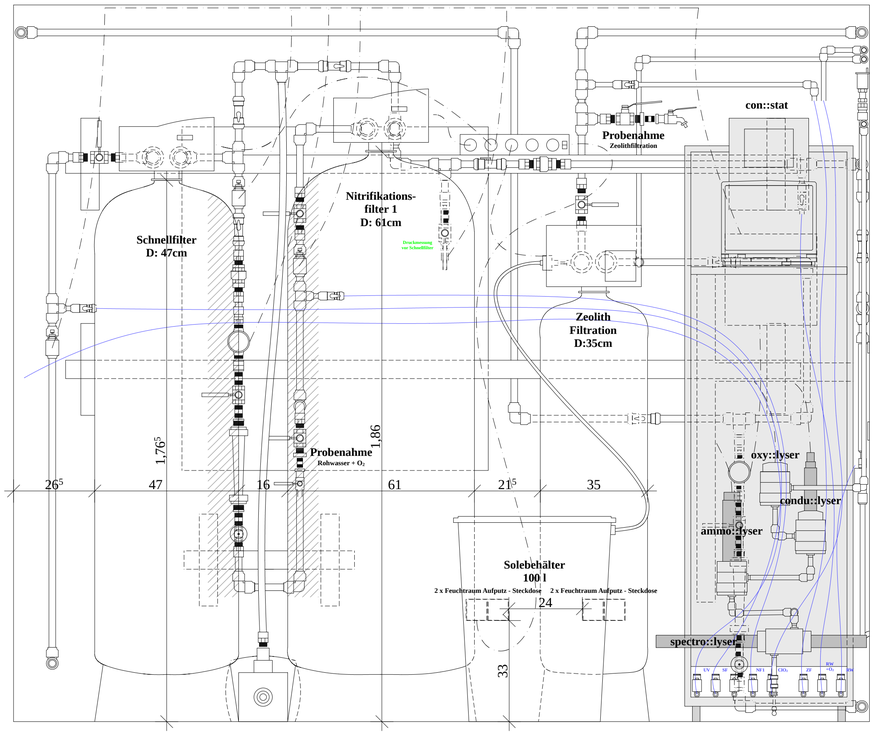
Elektroinstallation

Trinkwasseraufbereitung zur Entfernung von Ammonium

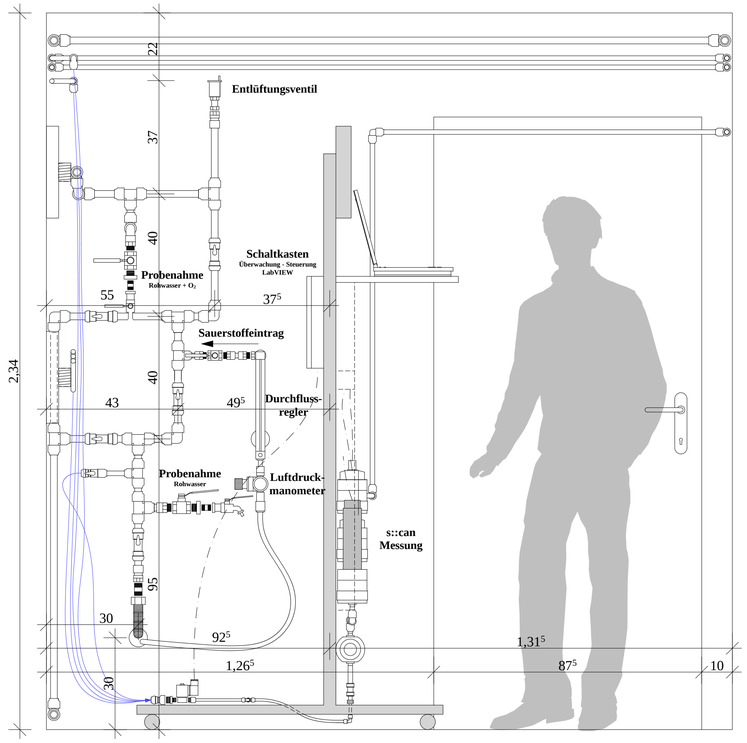
Pilotanlage
Wendling

Planverfasser: Pachinger Ralph	
Planungsstufe: Ausführungsplan	
Plantitel: Anlagenschema, Grundriss, Photorealistik	Maßstab: 1:10
	Datum: Juni 2013
	Anlagennummer: 1/1

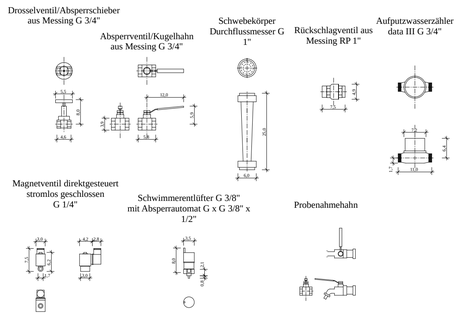
Schnitt A - A



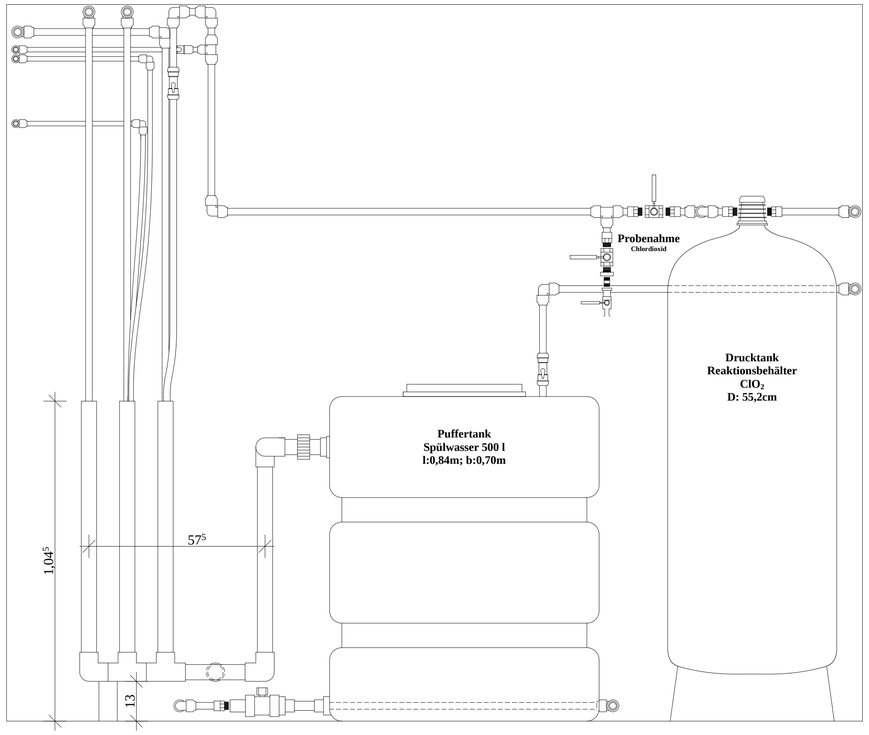
Schnitt B - B



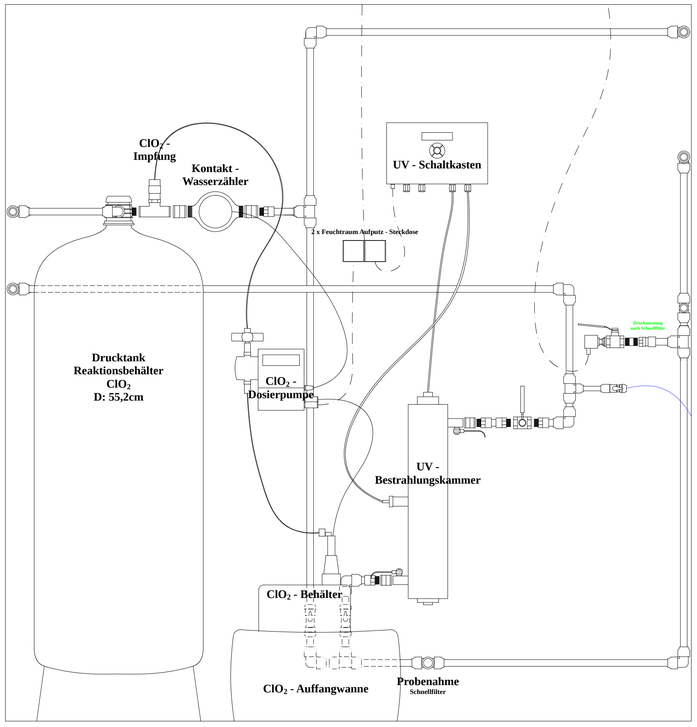
Einbauelemente Aufbereitungsanlage



Schnitt C - C



Schnitt D - D



Trinkwasseraufbereitung zur Entfernung von Ammonium

Pilotanlage

Wendling

Planverfasser: Pachinger Ralph	
Planungsstufe: Ausführungsplan	
Plantitel: Schnitt A-A, B-B, C-C, D-D	Maßstab: 1:10
	Datum: Juni 2013
	Anlagennummer: 1/2

10.2 Anhang 2

Datentabellen der Untersuchungen

Anhang 2

Begleitende Untersuchung im Labormaßstab

Tabelle 11: Ammonium- , Nitrit- und Nitratstickstoffkonzentrationen während der Einfahrphase (Abbildung 38; Abbildung 39)

Versuchs-dauer in Tagen	Rohwasser			Filter Kunststofffüllk.			Filter Quarzsand			Filter Aktivkohle		
	NH_4 - N [mg/l]	NO_2 - N [mg/l]	NO_3 - N [mg/l]	NH_4 - N [mg/l]	NO_2 - N [mg/l]	NO_3 - N [mg/l]	NH_4 - N [mg/l]	NO_2 - N [mg/l]	NO_3 - N [mg/l]	NH_4 - N [mg/l]	NO_2 - N [mg/l]	NO_3 - N [mg/l]
0	3,200	-	-	3,200	-	-	3,200	-	-	3,200	-	-
2	3,180	-	-	3,180	-	-	3,180	-	-	3,180	-	-
4	3,110	-	-	3,030	-	-	3,100	-	-	3,000	-	-
9	3,250	0,013	1,000	3,120	-	-	3,070	0,072	0,900	3,100	0,088	0,600
11	3,200	0,018	1,000	3,100	-	-	3,230	0,190	0,900	3,140	0,410	0,700
14	3,230	0,030	1,000	3,110	-	-	2,910	1,200	0,900	1,870	2,400	0,800
16	3,210	0,036	0,900	3,170	-	-	1,960	3,450	0,900	0,692	1,220	0,800
24	2,840	1,670	0,900	2,200	-	-	0,328	3,500	0,900	0,174	3,150	0,900
31	2,710	-	-	1,440	-	-	0,119	-	-	0,090	-	-
38	2,040	-	-	0,815	-	-	0,077	-	-	0,089	-	-

Tabelle 12: Ammonium- , Nitrit- und Nitratstickstoffkonzentrationen bei erhöhten Durchflussraten (Abbildung 40)

		NH_4 - N [mg/l]	NO_2 - N [mg/l]	NO_3 - N [mg/l]
Rohwasser		1,600	1,380	1,950
Filter Aktivkohle	Q: 2 l/h	0,010	1,320	2,800
	Q: 4 l/h	0,020	1,350	3,000
Filter Quarzsand	Q: 2 l/h	0,374	2,080	2,580
	Q: 4 l/h	0,904	1,750	2,350

Anhang 2

Pilotanlage

Tabelle 13: Auszug der aufgezeichneten Betriebsparameter mittels LabVIEW (Abbildung 41; Abbildung 42; Abbildung 43)

Datum	Uhrzeit	PN - Teilstrom	Impulse DZ Zeol/ClO_2 [l/min]	Impulse DZ F1(1) [l/min]	Systemdruck DM-F1(1)V [bar]	Systemdruck DM-F1(1)N [bar]	Systemdruck DM-F2V [bar]	Systemdruck DM-F2N [bar]
01.06.2013	00:00:00	VA-CIO2	3	1	0,84	0,87	0,74	0,62
01.06.2013	00:01:00	VA-CIO2	0	0	0,56	0,87	0,12	0,74
01.06.2013	00:02:00	VA-CIO2	2	2	0,7	0,87	0,74	0,74
01.06.2013	00:03:00	VA-CIO2	0	0	0,91	0,87	0,73	0,74
01.06.2013	00:04:00	VA-CIO2	1	0	0,91	0,87	0,69	0,74
01.06.2013	00:05:00	VA-F1 (1)	2	1	0,89	0,85	0,72	0,48
01.06.2013	00:06:00	VA-F1 (1)	0	0	0,69	0,65	0,52	0,52
01.06.2013	00:07:00	VA-F1 (1)	1	1	0,7	0,67	0,54	0,54
01.06.2013	00:08:00	VA-F1 (1)	0	0	0,71	0,2	0,54	-0,08
01.06.2013	00:09:00	VA-F1 (1)	0	1	0,7	0,66	0,51	0,55
01.06.2013	00:10:00	VA-F1 (1)	0	1	0,65	0,19	0,53	0,25
01.06.2013	00:11:00	VA-F1 (1)	1	2	0,71	0,44	0,55	-0,1
01.06.2013	00:12:00	VA-F1 (1)	2	0	0,69	0,65	0,52	0,52
01.06.2013	00:13:00	VA-F1 (1)	1	0	0,52	0,65	0,53	0,53
01.06.2013	00:14:00	VA-F1 (1)	0	0	0,54	0,67	0,54	0,55
01.06.2013	00:15:00	VA-F2	1	1	0,69	0,65	0,52	0,52
01.06.2013	00:16:00	VA-F2	5	2	0,56	0,11	0,37	-0,33
01.06.2013	00:17:00	VA-F2	0	1	0,56	0,54	0,39	0,39
01.06.2013	00:18:00	VA-F2	1	0	0,52	0,54	-0,01	0,38
01.06.2013	00:19:00	VA-F2	0	1	0,58	0,54	0,39	0,38
01.06.2013	00:20:00	VA-F2	1	1	0,57	0,54	0,31	0,39
01.06.2013	00:21:00	VA-F2	0	1	0,57	0,53	-0,02	0,38
01.06.2013	00:22:00	VA-F2	1	1	0,53	0,54	0,14	0,4
01.06.2013	00:23:00	VA-F2	0	1	0,58	0,53	0,39	0,21
01.06.2013	00:24:00	VA-F2	0	0	0,55	0,53	0,26	0,39
01.06.2013	00:25:00	VA-UV	4	0	0,6	0,56	0,34	0,41
01.06.2013	00:26:00	VA-UV	0	2	0,66	0,62	0,47	0,47
01.06.2013	00:27:00	VA-UV	3	1	0,66	0,39	0,48	0,37
01.06.2013	00:28:00	VA-UV	0	1	0,64	0,6	0,46	0,45
01.06.2013	00:29:00	VA-UV	3	0	0,53	0,59	0,45	0,46
01.06.2013	00:30:00	VA-UV	1	0	0,58	0,59	0,45	0,45

Tabelle 14: Auszug der aufgezeichneten Fingerprints mittels der Spectro::lyser – Sonde (Abbildung 44)

Datum	Uhrzeit	PN - Teilstrom	Status	Wellenlänge [nm]					
				200	202,5	205	207,5	…	735
01.06.2013	21:10	VA-F1 (1)	OK	11,8843	10,0989	8,6279	7,5543	…	0,3138
01.06.2013	21:40	VA RW	OK	12,6752	11,1562	9,8220	8,7800	…	0,3002
01.06.2013	22:00	VA Zeol	OK	11,1208	9,203	7,734	6,6904	…	0,2965
01.06.2013	22:10	VA ClO_2	OK	10,9636	9,0251	7,4895	6,3702	…	0,2192
01.06.2013	22:30	VA F2	OK	13,1173	11,6285	10,3011	9,2766	…	0,6136
01.06.2013	22:40	VA UV	OK	12,8093	11,2922	9,9509	8,9182	…	0,3602
01.06.2013	23:00	VA RWO_2	OK	12,802	11,2951	9,9551	8,9074	…	0,3385

Tabelle 15: Auszug der automatisierten Qualitätsüberwachung mittels der Spectro::lyser – Sonde (Abbildung 45)

Datum	Uhrzeit	PN - Teilstrom	Status	Trübe [FTU]	NO_3-N [mg/l]	DOC [mg/l]	SAC254 [Abs/m]
01.06.2013	21:35	VA RW	Ok	1,901	0,514	0,072	-0,751
01.06.2013	21:36	VA RW	Ok	1,908	0,514	0,072	-0,755
01.06.2013	21:37	VA RW	Ok	1,915	0,515	0,074	-0,748
01.06.2013	21:38	VA RW	Ok	1,931	0,512	0,069	-0,762
01.06.2013	21:39	VA RW	Ok	1,936	0,513	0,07	-0,76
01.06.2013	21:40	VA RW	Ok	1,938	0,514	0,072	-0,752
01.06.2013	21:41	VA RW	Ok	1,936	0,514	0,072	-0,753
01.06.2013	21:42	VA RW	Ok	1,948	0,514	0,076	-0,742
01.06.2013	21:43	VA RW	Ok	1,945	0,514	0,074	-0,747
01.06.2013	21:44	VA RW	Ok	1,964	0,513	0,074	-0,745
01.06.2013	21:45	VA RWO_2	Ok	1,789	0,515	0,073	-0,748
01.06.2013	21:46	VA RWO_2	Ok	1,793	0,513	0,069	-0,76
01.06.2013	21:47	VA RWO_2	Ok	1,774	0,514	0,073	-0,748
01.06.2013	21:48	VA RWO_2	Ok	1,78	0,515	0,074	-0,746
01.06.2013	21:49	VA RWO_2	Ok	1,784	0,514	0,072	-0,754
01.06.2013	21:50	VA RWO_2	Ok	1,79	0,513	0,071	-0,75
01.06.2013	21:51	VA RWO_2	Ok	1,759	0,515	0,074	-0,746
01.06.2013	21:52	VA RWO_2	Ok	1,752	0,515	0,075	-0,743
01.06.2013	21:53	VA RWO_2	Ok	1,752	0,516	0,078	-0,736
01.06.2013	21:54	VA RWO_2	Ok	1,859	0,49	0,084	-0,697
01.06.2013	21:55	VA Zeol	Ok	2,067	0,385	0,094	-0,649
01.06.2013	21:56	VA Zeol	Ok	2,073	0,385	0,096	-0,646
01.06.2013	21:57	VA Zeol	Ok	2,039	0,385	0,098	-0,639
01.06.2013	21:58	VA Zeol	Ok	2,035	0,386	0,097	-0,644
01.06.2013	21:59	VA Zeol	Ok	2,019	0,386	0,098	-0,64
01.06.2013	22:00	VA Zeol	Ok	2,041	0,385	0,097	-0,644
01.06.2013	22:01	VA Zeol	Ok	2,008	0,386	0,099	-0,635
01.06.2013	22:02	VA Zeol	Ok	2,031	0,384	0,098	-0,638
01.06.2013	22:03	VA Zeol	Ok	2,034	0,385	0,099	-0,636
01.06.2013	22:04	VA Zeol	Ok	1,78	0,353	0,091	-0,655
01.06.2013	22:05	VA ClO_2	Ok	1,669	0,347	0,084	-0,683

Tabelle 16: Analyseergebnisse des Labors im Zeitraum zwischen 1. Juni und 13. Juni 2013 (Abbildung 46)

Datum	NH_4 - N [mg/l]		NO_2 - N [mg/l]		NO_3 - N [mg/l]	
	Rohwasser	nach Schnellfilter	Rohwasser	nach Schnellfilter	Rohwasser	nach Schnellfilter
01.06.2013	3,800	3,500	0,015	0,010	< 0,100	< 0,100
07.06.2013	3,500	1,400	0,085	2,180	< 0,100	< 0,100
13.06.2013	3,300	0,930	0,160	2,620	< 0,100	< 0,100

Tabelle 17: Analyseergebnisse des Labors im Zeitraum zwischen 24. Juni und 26. Juni 2013 (Abbildung 47)

Datum	NH_4 - N [mg/l]		NO_2 - N [mg/l]		NO_3 - N [mg/l]	
	Rohwasser	nach Schnellfilter	Rohwasser	nach Schnellfilter	Rohwasser	nach Schnellfilter
24.06.2013	3,500	3,200	0,016	0,350	0,100	0,100
02.07.2013	3,400	3,300	0,006	0,170	0,100	0,100
10.07.2013	3,870	2,050	0,000	1,420	0,100	0,480
19.07.2013	3,700	0,780	0,000	0,683	0,230	2,300
26.07.2013	3,460	0,191	0,000	0,095	0,230	2,950

11. Lebenslauf

Ralph Pachinger

Bakk. techn. der Kulturtechnik und Wasserwirtschaft
geboren am 21.12.1984 in Wels
österreichische Staatsbürgerschaft

Ausbildung

	Universität für Bodenkultur Wien
ab Okt. 2010	Master Studium Kulturtechnik und Wasserwirtschaft
Okt. 2006 – Okt. 2010	Bakkalaureats Studium Kulturtechnik und Wasserwirtschaft
	HTL 1 Linz Bau und Design
Juni 2005	Matura Abteilung Hochbau

Berufserfahrung

Juli 2012 – Mai. 2013	**Maschinenring Wels,** Personal Leasing
Juli 2011 – Sept. 2011	**Miba Sinter Austria**, Schichtarbeiter
Juli 2010 – Aug. 2010	**Zivilingenieurbüro Pflügl**, Baustatik
Juli 2009 – Aug. 2009	**Gewässerbezirk Linz**, Wasserbau
	Zivilingenieurbüro Sperrer
Sommer 05, 06, 07, 08	CAD (TerraCAD), Siedlungswasserbau, Vermessung
Juli 2004 – Aug. 2004	**Baufirma Brindl**, Baustellenarbeit
Juli 2002 – Aug. 2002	**Magistrat Wels Abteilung Hochbau**, CAD (AutoCAD)
Juli 2001 – Aug. 2001	**Baufirma Swietelsky**, Baustellenarbeit

Projekte-universitär

WS 2012/13 SS 2013	**Institut für Siedlungswasserbau, Industriewasserwirtschaft und Gewässerschutz;** Prof. Perfler; DI Ernest Mayr
	Masterarbeit; Trinkwasseraufbereitung zur Entfernung von Ammonium – Verfahrensvarianten und Pilotierung
WS 2011/12	**Institut für Konstruktiven Ingenieurbau; DDI Dr. Unterweger** .
	Konstruktives Projekt; Design von Verbindungen für Betonelemente
SS 2011	**Institut für Raumplanung, Ländliche Neuordnung;** Prof. Seher
	„Flurneuordnungsprojekt“ – Außenerhebung einer landwirtschaftlich genutzten Fläche (150ha), Erstellung eines Planungskonzeptes mit Schwerpunkten auf Erschließung, Erosionsschutz und Biotopverbund
WS 2010/11	**Institut für Konstruktiven Ingenieurbau;** Prof. Bergmeister
	Entwurf und Detailplanung eines Personentunnels im Bereich Wien, Gersthof mit dem Schwerpunkt: Tunnelausbau
SS 2009	„Fächerübergreifende Abschlussarbeit – Bakk. Arbeit“, Vergleich einer Passiv - Wohnhausanlage mit einer Konventionellen – Wohnhausanlage
WS 2010/11	**Institut für Verkehrswesen;** Prof. Meschik
	Detailentwurf einer Straßentrasse; Elektronische Einrechnung der Trassenkoordinaten (WinAchse); Erstellung von Lageplänen, Längenschnitten, Querschnitten

Sprachen, EDV, sonstige Kenntnisse

Deutsch	Muttersprache
Englisch	Grundkenntnisse in Wort und Schrift
Russisch	Grundkurs 1 und 2
PC	MS Office, AutoCAD, ArchiCAD, RFEM-Grundkenntnisse, Freet
Führerschein	Klasse B

Hobbies und Interessen

Tennis, Fußball, Laufen, Jagd, Fischerei, Aktivitäten in der Natur etc.

Familie, Freunde

12. Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre an Eides statt, dass ich die Masterarbeit selbstständig verfasst, andere als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel nicht benutzt und mich auch sonst keiner unerlaubten Hilfe bedient habe. Des Weiteren versichere ich, dass ich diese Masterarbeit weder im Inland noch im Ausland in irgendeiner Form als Prüfungsarbeit vorgelegt habe.

Wien, am *Unterschrift:*